

UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Faculté de génie

Département de génie civil

Application des modèles hydrodynamique et de qualité d'eau Delft3D au lac Massawippi

Mémoire de maîtrise

Spécialité : génie civil

Philippe LETELLIER

Sherbrooke (Québec) Canada

Février 2019

MEMBRES DU JURY

Jay LACEY

Directeur

Yannick HUOT

Codirecteur

Mélanie TRUDEL

Évaluatrice

Hubert CABANA

Évaluateur

Résumé

Il est bien connu que l'activité humaine, par exemple l'activité agricole, met en danger la santé des plans d'eau. Au Québec, la qualité de l'eau des rivières et des lacs est clairement affectée négativement par ces activités. Par exemple, depuis 2004, plus de 500 lacs ont été contaminés par la croissance excessive d'algues bleu-vert. Pour aider à comprendre l'impact des polluants provenant de l'activité humaine tel le phosphore et les pesticides, de plus en plus de chercheurs ont recours à la simulation numérique. Dans cette étude, le lac Massawippi a été étudié et une simulation hydrodynamique en 3D avec l'aide du logiciel Delft3D en a été faite. Pour y arriver, trois stations météorologiques ont été installées autour du lac, et une station gouvernementale installée à Sherbrooke a été utilisée. Ensuite, des mesures d'atrazine et de débit ont été prises dans la rivière Tomifobia, principale tributaire du lac Massawippi. À partir de ces données et de mesures bathymétriques fournies par le gouvernement du Québec, un modèle a été construit. Pour calibrer le modèle, des mesures de profils de température ont été prises à l'aide d'une sonde, ainsi que des profils de vitesse à l'aide d'un appareil de type ADCP (acoustic Doppler current profiler). Toutefois, les mesures prises à l'ADCP n'ont pas pu être utilisées pour la calibration et la validation. Une fois le modèle calibré et validé, il réussit à bien simuler la thermocline et le mélange du lac. Une simulation de l'année 2014 a alors été lancée. Selon cette simulation, la thermocline et le mélange du lac Massawippi correspondent bien à celui d'un lac en région tempérée. Aussi, la circulation du lac est assurée par la présence de gyres dont le centre bouge peu, et dont la force varie grandement avec la force du vent sur le lac. Un gyre principal, situé à l'embouchure de la rivière Tomifobia, permet à l'atrazine de circuler partout dans le lac. L'atrazine termine son chemin soit au bout North Hatley du lac, là où elle peut quitter le lac par la rivière Massawippi, ou au bout Ayer's Cliff du lac, là où elle peut y rester pour une longue période. Dans ce cas, sa concentration va s'homogénéiser sur la colonne d'eau puisque la thermocline s'affaiblit vers le mois de novembre. Dans le futur, le modèle peut être amélioré en augmentant le nombre de mesures : d'atrazine ou de tout autre polluant, de profils de température, de profils de vitesse, et en ajoutant des mesures de température d'eau dans la rivière Tomifobia.

Mots clés : Delft3D, Modélisation hydrodynamique, Lac Massawippi, Qualité d'eau

Table des matières

1	Introduction	1
1.1	Objectifs	2
1.2	Hypothèses.....	3
2	Revue de littérature	4
2.1	Pollution lacustre	4
2.1.1	Les pesticides.....	5
2.2	Phénomènes physiques majeurs dans les lacs.....	6
2.2.1	Coriolis.....	7
2.2.2	Stratification de température	7
2.2.3	Échanges d'énergie à la surface Air-Eau	10
2.3	Modélisation hydrodynamique lacustre	12
2.3.1	Équation de Navier-Stokes	12
2.3.2	Conditions initiales et conditions limites	13
2.3.3	Grilles de modélisation.....	14
2.3.4	Pas de temps	16
2.4	Modélisation de pesticides	17
2.5	Études de cas de modélisation hydrodynamique lacustre	19
3	Site à l'étude.....	29
4	Données mesurées.....	32
4.1	Stations météorologiques	32
4.2	ADCP.....	37
4.3	GPS	38
4.4	Sonde de température	39
5	Modèle	40
5.1	Maille.....	40
5.2	Conditions initiales et conditions de frontières	42
5.3	Pas de temps	43
5.4	Choix des paramètres physiques et calibration	43

5.5	Validation	46
6	Résultats et discussion	49
6.1	Résultats du modèle Delft3D	50
6.2	Atrazine	64
6.3	Améliorations	67
7	Conclusion	71
	Annexes	74
	Annexe A : Utilisation du sol du bassin versant de la rivière Saint-François.....	74
	Annexe B : ADCP.....	75
	Annexe C : Delft3D	76
	Delft3D	76
	Delft3D FLOW.....	76
	Annexe D : Figures additionnelles.....	78
	Liste de références	79

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1: DYNAMIQUE DE STRATIFICATION D'UN LAC SITUÉ DANS UNE RÉGION TEMPÉRÉE, PRISE DE MONISMITH ET AL., (2010).	8
FIGURE 2: PROFILS DE TEMPÉRATURE TYPQUES AVEC L'ÉPILIMNION, LA THERMOCLINE ET L'HYPOLIMNION, PRISE DE MONISMITH ET AL., (2010).	9
FIGURE 3 : GRILLE VERTICALE CARTÉSIEENNE ET GRILLE VERTICALE SIGMA.	14
FIGURE 4 : GRILLES HORIZONTALES ORTHOGONALES, CURVILIGNES ET NON STRUCTURÉES, PRISE DE HODGES, (2009).	15
FIGURE 5 : PROFILS DE TEMPÉRATURES (A) MESURÉES ET (B) MODÉLISÉES DANS LE RÉSERVOIR NAM THEUN 2 ET (C) COMPARAISON ENTRE CES MESURES À TROIS PROFONDEURS, PRISES DE CHANUDET ET AL., (2012).	20
FIGURE 6 : COMPARAISON ENTRE LES PROFILS DE VITESSE MODÉLISÉS (LIGNES) ET MESURÉS (DIAMANTS) À QUATRE ENDROITS DIFFÉRENTS SUR LE RÉSERVOIR NAM THEUN 2, PRISE DE CHANUDET ET AL., (2012).	21
FIGURE 7 : PROFILS DE TEMPÉRATURE OBSERVÉS (X ET O) ET MODÉLISÉS (LIGNES PLEINES ET POINTILLÉES) SUR LA BAIE VIDY DU LAC GENEVA, ET PROFILS DE VITESSE, PRISE DE RAZMI ET AL., (2013).	22
FIGURE 8 : TRAJECTOIRE PARCOURUE PAR UNE DES BOUÉES RELÂCHÉES DANS LA BAIE VIDY, PRISE DE RAZMI ET AL., (2013).	23
FIGURE 9 : NIVEAUX D'EAU DANS LE LAC TANA AU COURS DE L'ANNÉE 2006, PRISE DE DARGAHI ER AL., (2011).	24
FIGURE 10 : NIVEAUX D'EAU ET TEMPÉRATURES MESURÉS ET MODÉLISÉS DANS LE LAC WINNIPEG, PRISE DE RAO ET AL., (2010).	25
FIGURE 11 : DISPERSION DES VITESSES DES COURANTS MODÉLISÉS ET OBSERVÉS DANS LE LAC WINNIPEG, RAO ET AL., (2010).	26
FIGURE 12: PROFILS DE CONCENTRATION D'ATRAZINE MESURÉ (POINTS), D'ATRAZINE MODÉLISÉE (LIGNES PLEINES) ET DE TEMPÉRATURE (LIGNES POINTILLÉES) DANS TROIS LACS SUISSES (GREIFENSEE, MURTENSEE ET SEMPACHERSEE).	28
FIGURE 13 : BASSIN VERSANT DU LAC MASSAWIPPI AU QUÉBEC (COGESAF, 2009). L'UTILISATION DU TERRITOIRE EST MONTRÉE À LA FIGURE 35 (ANNEXE A).	29
FIGURE 14 : BATHYMÉTRIE DU LAC MASSAWIPPI UTILISÉE POUR LA MODÉLISATION.	30
FIGURE 15 : STATION MÉTÉOROLOGIQUE INSTALLÉE AUTOUR DU LAC MASSAWIPPI.	33
FIGURE 16 : VENTS MOYENS MESURÉS À LA STATION SHERBROOKE ET À LA STATION BLEUETS ENTRE LES MOIS DE SEPTEMBRE ET NOVEMBRE 2016.	35
FIGURE 17 : BATHYMÉTRIE DU LAC MASSAWIPPI AVEC LES POSITIONS DES STATIONS MÉTÉOROLOGIQUES (POINTS NOIRS) ET DES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE ET DE MESURE (POINTS ROUGES).	36

FIGURE 18 : INSTALLATION DE L'ADCP EN SURFACE GRÂCE À UNE PLANCHE FLOTTANTE À L'AVANT DU PONTON. LA PLANCHE FAIT ENVIRON 1.5M X 0.8M ET EST ATTACHÉE SUR UNE PERCHE QUI DÉPASSE LE DEVANT DU PONTON D'ENVIRON 2M.	38
FIGURE 19 : GPS RTK INSTALLÉS SUR LE BATEAU ET SUR LA RIVE	39
FIGURE 20 : GRILLE DE MODÉLISATION DE TYPE ORTHOGONALE POUR LA MODÉLISATION HORIZONTALE DU LAC MASSAWIPPI.	41
FIGURE 21 : PROFILS DE TEMPÉRATURES MESURÉS ET MODÉLISÉS DANS L'ANNÉE 2016. LA POSITION (P7) DE CES MESURES SE RETROUVE À LA FIGURE 17.	46
FIGURE 22 : PROFILS DE TEMPÉRATURE MESURÉS ET MODÉLISÉS POUR LA VALIDATION EN 2016. LA POSITION DES POINTS SONT NOTÉS PAR LES INDICES P1-P6, TROUVÉS À LA FIGURE 17.	47
FIGURE 23 : PROFILS DE A) TEMPÉRATURE MOYENNE ET B) D'ATRAZINE PRÈS DU POINT (X=4000 M,Y=2000 M) POUR CHAQUE MOIS MODÉLISÉ DE L'ANNÉE 2014 (VOIR FIGURE 24 POUR UNE CARTE AVEC COORDONNÉES UTILISÉES).	51
FIGURE 24 : DISTRIBUTION SPATIALES DE LA MOYENNE MENSUELLE MODÉLISÉE DE TROIS VARIABLES : A) D'ATRAZINE, B) DE VENT ET C) DE COURANTS DANS LE LAC MASSAWIPPI AU MOIS DE JUIN 2014. LA LONGUEUR DES LIGNES NOIRES REPRÉSENTE LEUR VITESSE, ET LEUR DIRECTION LA DIRECTION DU COURANT EN CE POINT. LES LIGNES BLEUES SONT LES TRAJECTOIRES DE PARTICULES PLACÉES DE FAÇON UNIFORME SUR LA GRILLE POUR UNE PÉRIODE D'UN MOIS.	53
FIGURE 25 : DISTRIBUTION SPATIALES DE LA MOYENNE MENSUELLE MODÉLISÉE DE TROIS VARIABLES : A) D'ATRAZINE, B) DE VENT ET C) DE COURANTS DANS LE LAC MASSAWIPPI AU MOIS DE JUILLET 2014. LA LONGUEUR DES LIGNES NOIRES REPRÉSENTE LEUR VITESSE, ET LEUR DIRECTION LA DIRECTION DU COURANT EN CE POINT. LES LIGNES BLEUES SONT LES TRAJECTOIRES DE PARTICULES PLACÉES DE FAÇON UNIFORME SUR LA GRILLE POUR UNE PÉRIODE D'UN MOIS.	55
FIGURE 26 : CONCENTRATION D'ATRAZINE MODÉLISÉE DANS LE LAC MASSAWIPPI DURANT LE MOIS DE JUILLET 2014 SÉPARÉ EN INCRÉMENTS DE CINQ JOURS.	56
FIGURE 27 : DISTRIBUTION SPATIALES DE LA MOYENNE MENSUELLE MODÉLISÉE DE TROIS VARIABLES : A) D'ATRAZINE, B) DE VENT ET C) DE COURANTS DANS LE LAC MASSAWIPPI AU MOIS D'AOÛT 2014. LA LONGUEUR DES LIGNES NOIRES REPRÉSENTE LEUR VITESSE, ET LEUR DIRECTION LA DIRECTION DU COURANT EN CE POINT. LES LIGNES BLEUES SONT LES TRAJECTOIRES DE PARTICULES PLACÉES DE FAÇON UNIFORME SUR LA GRILLE POUR UNE PÉRIODE D'UN MOIS.	58
FIGURE 28 : DISTRIBUTION SPATIALES DE LA MOYENNE MENSUELLE MODÉLISÉE DE TROIS VARIABLES : A) D'ATRAZINE, B) DE VENT ET C) DE COURANTS DANS LE LAC MASSAWIPPI AU MOIS DE SEPTEMBRE 2014. LA LONGUEUR DES LIGNES NOIRES REPRÉSENTE LEUR VITESSE, ET LEUR DIRECTION LA DIRECTION DU COURANT EN CE POINT. LES LIGNES BLEUES SONT LES TRAJECTOIRES DE PARTICULES PLACÉES DE FAÇON UNIFORME SUR LA GRILLE POUR UNE PÉRIODE D'UN MOIS.	59
FIGURE 29 : DISTRIBUTION SPATIALES DE LA MOYENNE MENSUELLE MODÉLISÉE DE TROIS VARIABLES : A) D'ATRAZINE, B) DE VENT ET C) DE COURANTS DANS LE LAC MASSAWIPPI	

<p>AU MOIS D'OCTOBRE 2014. LA LONGUEUR DES LIGNES NOIRES REPRÉSENTE LEUR VITESSE, ET LEUR DIRECTION LA DIRECTION DU COURANT EN CE POINT. LES LIGNES BLEUES SONT LES TRAJECTOIRES DE PARTICULES PLACÉES DE FAÇON UNIFORME SUR LA GRILLE POUR UNE PÉRIODE D'UN MOIS.</p>	61
<p>FIGURE 30 : DISTRIBUTION SPATIALES DE LA MOYENNE MENSUELLE MODÉLISÉE DE TROIS VARIABLES : A) D'ATRAZINE, B) DE VENT ET C) DE COURANTS DANS LE LAC MASSAWIPPI AU MOIS DE NOVEMBRE 2014. LA LONGUEUR DES LIGNES NOIRES REPRÉSENTE LEUR VITESSE, ET LEUR DIRECTION LA DIRECTION DU COURANT EN CE POINT. LES LIGNES BLEUES SONT LES TRAJECTOIRES DE PARTICULES PLACÉES DE FAÇON UNIFORME SUR LA GRILLE POUR UNE PÉRIODE D'UN MOIS.</p>	62
<p>FIGURE 31 : DISTRIBUTION SPATIALES DE LA MOYENNE MENSUELLE MODÉLISÉE DE TROIS VARIABLES : A) D'ATRAZINE, B) DE VENT ET C) DE COURANTS DANS LE LAC MASSAWIPPI AU MOIS DE DÉCEMBRE 2014. LA LONGUEUR DES LIGNES NOIRES REPRÉSENTE LEUR VITESSE, ET LEUR DIRECTION LA DIRECTION DU COURANT EN CE POINT. LES LIGNES BLEUES SONT LES TRAJECTOIRES DE PARTICULES PLACÉES DE FAÇON UNIFORME SUR LA GRILLE POUR UNE PÉRIODE D'UN MOIS.</p>	63
<p>FIGURE 32 : CONCENTRATION D'ATRAZINE MOYENNE MODÉLISÉE DANS LES DIX PREMIERS MÈTRES DU LAC MASSAWIPPI.</p>	65
<p>FIGURE 33 : CONCENTRATION D'ATRAZINE MOYENNE MODÉLISÉE POUR LES PROFONDEURS ENTRE 11 M ET 22 M DU LAC MASSAWIPPI.</p>	66
<p>FIGURE 34 : UTILISATION DU SOL DU BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE SAINT-FRANÇOIS (COGESAF, 2006).</p>	74
<p>FIGURE 35 : VITESSES MESURÉES PAR L'ADCP À UNE CELLULE ARBITRAIRE EN FONCTION DU TEMPS. L'AXE HORIZONTAL EST EN SECONDES ET L'AXE VERTICAL EST EN M/S.</p>	75
<p>FIGURE 36 : PROFILS D'ATRAZINE MODÉLISÉE AUX POINTS : A (x=3000 M,y=5000 M) ET B (x=9000 M,y=5000 M). MÊME FIGURE QUE LA FIGURE 23.</p>	78

LISTE DES TABLEAUX

TABEAU 1 : ÉPAISSEUR DES COUCHES VERTICALES DU MODÈLE DELFT3D DU LAC MASSAWIPPI	42
TABEAU 2 : DIFFÉRENCES DE TEMPÉRATURE À TROIS PROFONDEURS CAUSÉES PAR LA VARIATION DES PARAMÈTRES.....	44
TABEAU 3 : MOYENNES JOURNALIÈRES DES DÉBITS ET QUANTITÉS D’ATRAZINE PRÉSENTES DANS LA RIVIÈRE TOMIFOBIA POUR LA SIMULATION DE L’ANNÉE 2014.....	49
TABEAU 4 : MESURES D’ATRAZINE PRISES SUR LE LAC MASSAWIPPI AU COURS DE L’ANNÉE 2014 AU POINT P7 DE LA FIGURE 17.....	65

1 Introduction

Au Québec, 22% de la superficie du territoire est recouverte d'eau et près de la moitié de cette eau est de l'eau douce (MDDELCC, 2014b). Cela représente 3% des réserves en eau douce mondiale (MDDELCC, 2018b). Afin de mieux protéger cette ressource naturelle, l'Assemblée nationale a adopté, le 11 juin 2009, la *Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau visant à renforcer leur protection*. Entre les années 2000 et 2002, la qualité de l'eau des rivières les plus importantes du territoire a été évaluée à l'aide de l'indice IQBP₇ (Indice de Qualité Bactériologique et Physicochimique). Des 27 rivières retenues, le tiers ont obtenu une note de qualité sous les 50% à leur exutoire. Il a été conclu que les rivières les moins saines sont celles traversant des régions fortement agricoles (MDDELCC, 2018c). La santé des lacs n'est pas épargnée. Depuis 2004, près de 500 plans d'eau québécois ont été contaminés par des algues bleu-vert. La cause première des algues bleu-vert est la présence élevée de phosphore provenant entre autres des activités agricoles, mais aussi d'autres activités humaines ou naturelles (MDDELCC, 2016).

Le phosphore n'est pas le seul polluant retrouvé dans les rivières et les lacs québécois. Les pesticides y sont aussi très présents, notamment le S-métolachlore, l'atrazine, le glyphosate, et bien d'autres. En 2001, dans la rivière Chibouet, la rivière des Hurons, la rivière Saint-Régis et la rivière Saint-Zéphirin, du S-métolachlore et de l'atrazine ont été détectés dans 99% et 100% des échantillons, respectivement, avec des dépassements des critères de qualité d'eau dans 0.6% et 9.6% des échantillons (MDDELCC, 2018a). En 2014, dans ces mêmes rivières, le S-métolachlore et l'atrazine sont encore présents dans 99% et 98% des échantillons avec des concentrations de 8.25 µg/l et 11.18 µg/l (MDDELCC, 2014c), ce qui dépasse encore les critères de qualité d'eau pour des effets chroniques sur la vie aquatique qui est de 1.8 µg/l.

L'analyse des polluants dans les lacs et les rivières peut être appuyée par l'utilisation de modèles hydrodynamiques combinés à des modèles de qualité d'eau, permettant de mieux cibler

l'échantillonnage et d'observer l'effet de la modification de comportements. Depuis les années 1970, une panoplie de modèles de qualité d'eau a été réalisée. Un bon modèle de qualité d'eau réussit à modéliser les paramètres importants tels les courants, la structure de température et le mélange. Pour un lac, cela est très difficile à atteindre sans un modèle 3D dans les cas où la forme et la bathymétrie de l'étendue d'eau sont complexes selon Chanudet et al. (2012). Malgré la montée en popularité de la simulation dans les dernières décennies, la simulation lacustre est parmi les moins populaires, particulièrement au Québec, où les rivières sont davantage étudiées.

Cette étude s'inscrit aussi dans un projet plus global s'intéressant à la qualité de l'eau de surface et de l'eau sous-terrainne dans les milieux agricoles Québécois, dans un contexte de changements climatiques. On peut alors se poser la question : est-il possible d'utiliser un modèle hydrodynamique 3D couplé à un modèle de qualité d'eau pour simuler le devenir de l'atrazine dans les lacs Québécois?

1.1 Objectifs

L'objectif de cette étude est de modéliser la circulation et la stratification du lac Massawippi afin de simuler le comportement de l'atrazine dans le but de mieux comprendre l'interaction entre l'hydrodynamique du lac, les processus de décomposition des pesticides et leur distribution dans la colonne d'eau. Plus précisément, cela consiste en les sous-objectifs suivants :

- Simuler le comportement hydrodynamique, c'est à dire les vitesses des courants, les niveaux d'eau, est la thermocline du lac Massawippi à l'aide d'un modèle hydrodynamique 3D.
- Simuler les mouvements de l'atrazine dans le lac Massawippi, ainsi que sa dégradation et sa sortie du lac à l'aide d'un modèle de qualité d'eau 3D.

1.2 Hypothèses

- L'utilisation de stations météorologiques autour du lac permettra de mieux représenter le comportement du vent à la surface de celui-ci lors de la simulation, en lui permettant une variation spatiale.
- Des mesures de profils de courant à l'aide d'un profileur de courant à effet Doppler peuvent améliorer l'étape de calibration du modèle.
- L'atrazine se trouvera dans l'épilimnion et suivra les courants de surface (Müller et al., (1997)).

2 Revue de littérature

La revue de littérature suivante portera sur la raison première de l'étude c'est-à-dire la pollution lacustre. Elle portera également sur les phénomènes physiques majeurs dans les lacs qui régissent la dynamique de ceux-ci et sur les méthodes habituelles de modélisation hydrodynamique. Finalement quelques modèles typiques sur lesquels cette étude est basée seront présentés sommairement.

2.1 Pollution lacustre

La pollution terrestre est un sujet d'actualité dans tous les pays développés depuis plusieurs années déjà. La pollution lacustre n'y fait pas exception. L'eau est une ressource essentielle à l'économie de plusieurs régions, qu'elle soit utilisée pour la consommation humaine ou animale, pour l'irrigation ou simplement pour des activités récréatives (Jackson, 2011). L'eutrophisation ainsi que la croissance anormalement élevée d'algues sont actuellement des dangers courants dans les sources d'eau potable et les estuaires selon Li et al. (2014). Pensons notamment au Pays-Bas où l'apport excessif de nutriments par les rivières Rhine et Meuse a favorisé l'apparition d'algues et mené à l'eutrophisation des zones côtières dans lesquelles elles se déversent, là où la pêche est importante selon Chen et al., (2006). La présence excessive d'algues peut causer des problèmes sérieux tels que l'anoxie ou la toxicité du milieu causant possiblement la mort et la migration des espèces présentes selon Anderson et al., (2002). Ce problème est aussi présent au Québec où on parle souvent d'algues bleues, ou d'algues bleu-vert. Ces organismes sont présents lorsqu'il y a des surplus de phosphores dans les plans d'eau. Le phosphore peut provenir du vieillissement du plan d'eau en question, ou de son eutrophisation (Gouvernement du Québec, 2017a). De façon naturelle, le phosphore dans l'eau résulte de l'érosion des roches et des dépôts se trouvant partout sur la surface du bassin versant (MDDELCC, 2014d). Avec le temps, le phosphore peut donc s'accumuler dans les lacs. Bien qu'habituellement présentes en petites quantités dans tous les lacs, à chaque année, les algues bleu-vert deviennent surabondantes dans de nombreux lacs québécois. C'est le cas du lac Massawippi qui a connu des floraisons en 2006, 2007, 2009 à 2012 et 2015 (Gouvernement du Québec, 2017b). Dans certains cas, majoritairement là où la source contaminée est utilisée pour la consommation humaine, les dommages causés incluent des problèmes de santé sérieux pour

la population locale selon Søndergaard et al., (2011). Tel que mentionné en introduction, près de 500 plans d'eau du Québec ont été contaminés par une surabondance d'algues bleu-vert depuis 2004, ce qui témoigne du niveau de pollution due à l'agriculture que peuvent atteindre les lacs et les rivières du Québec. Le phosphore est un polluant bien documenté, mais il n'est pas le seul polluant pertinent à étudier provenant des milieux agricoles; les pesticides et herbicides tel que l'atrazine sont aussi des polluants d'intérêt. Sachant que le lac Massawippi connaît régulièrement des épisodes de floraisons dues à la pollution agricole, il est pertinent d'étudier la présence et le devenir d'autres polluants agricoles tel que l'atrazine qui, selon Deblois et al., (2013), peut avoir un pouvoir d'inhibition de croissance sur les algues et les cyanobactéries.

2.1.1 Les pesticides

La croissance incessante de la demande envers l'agriculture pousse les producteurs agricoles à recourir à une multitude de produits chimiques pour augmenter leur rentabilité. Or, une grande quantité peut se retrouver dans les eaux de surface, que ce soit par un déversement direct ou par une source diffuse selon Holvoet et al., (2007). La contamination des eaux de surface par les pesticides est de plus en plus documentée, mais ses effets sur la santé du milieu et des humains restent encore méconnus, ce qui inquiète les communautés tant locales que scientifiques selon Konstantinou et al. (2006).

Des pays de tous les continents étudient déjà leurs eaux de surface à la recherche de pesticides (Cerejeira et al., (2003); Turgut, (2003); Zhou et al., (2006); Konstantinou et al., (2006); Holvoet et al., (2007)). Des concentrations maximales d'atrazine de 5.9 µg/l et 30 µg/l ont été mesurés par dans les études de Cerejeira et al., (2003) et de Konstantinou et al., (2006). Malgré l'interdiction de plusieurs pesticides comme les pesticides organochlorés, des dérivés de ceux-ci se retrouvent toujours dans les eaux de surface et les sédiments due à leur utilisation excessive, et ce, 25 ans après leur interdiction. La consommation de ces eaux contaminées représente un risque pour la santé des êtres vivants selon Zhou et al., (2006) et Turgut, (2003). Malgré ces résultats, les pesticides organochlorés sont toujours utilisés dans certains pays en développement

comme l'Inde. Certains chercheurs ont fait des recommandations telles que l'augmentation de la quantité d'échantillons partout dans les pays contaminés afin d'avoir une meilleure idée de l'ampleur de la contamination (Konstantinou et al., (2006)) et l'utilisation des modèles numériques pour optimiser l'échantillonnage et pour constater l'impact des différentes mesures de protection appliquées (Holvoet et al., (2007)).

Les pesticides sont des produits chimiques couramment utilisés en agriculture pour entre autre contrôler (exterminer) des populations d'espèces envahissantes. La classe des pesticides inclus les insecticides servants à contrôler les insectes, les rodenticides servants à contrôler les rongeurs, les herbicides servants à contrôler certains végétaux, les fongicides servants à contrôler les champignons et les fumigants ayants plusieurs utilités (Abdollahi et al., (2004)). Le pesticide d'intérêt dans cette étude est l'atrazine, qui fait partie de la classe des herbicides. L'atrazine a un niveau d'adsorption peu élevé, et est plutôt résistant à la biodégradation. Sa dégradation provient surtout des phénomènes de photolyse et d'hydrolyse. L'adsorption est la capacité d'une molécule à se fixer sur des particules solides; la biodégradation est la dégradation par l'action d'organismes vivants; la photolyse est la dégradation par l'action de la lumière et l'hydrolyse est la dégradation par l'action d'une molécule d'eau. Selon les conditions de son environnement, l'atrazine a une demi-vie de photolyse variant entre 4.9 h et 25 h pour une concentration de 10 mg/l à 15 °C. Pour ce qui est de l'hydrolyse, la demi-vie de l'atrazine varie entre 1.73 jour et 742 jours, selon le pH selon Solomon et al., (1996). Selon Deblois et al., (2013) et Müller et al., (1997), la demi-vie de l'atrazine en lac est très grande, de l'ordre de l'année.

2.2 Phénomènes physiques majeurs dans les lacs

Il existe une grande quantité de phénomènes physiques affectant la dynamique des lacs. Certains de ces phénomènes sont d'une grande importance lors de la modélisation de vitesses, de température et de polluants. En voici quelques-uns considérés importants.

2.2.1 Coriolis

La force de Coriolis est une force fictive s'appliquant sur une masse en mouvement observée depuis un référentiel en rotation, par exemple, la Terre. L'accélération \vec{a}_c [m/s²] due à cette force a la forme suivante (équation 2.1) :

$$\vec{a}_c = -2\vec{\Omega} \times \vec{v} \quad (2.1)$$

où $\vec{\Omega}$ [rad/s] est la vitesse de rotation du référentiel et \vec{v} [m/s] est la vitesse de la masse observée. Dans le cas d'un lac, le référentiel qu'est la Terre a une vitesse angulaire de $\vec{\Omega} \cong 7.29 \cdot 10^{-5}$ rad/s. Dans l'hémisphère nord, cette force mène à un courant moyen de sens antihoraire sur une longue durée 29 fois sur 30 selon Kalff (2002). Selon Emery et al., (1973), l'eau plus chaude de la surface est poussée vers la rive à la droite de la direction du vent par la force de Coriolis, ce qui crée un gradient de température horizontal. L'eau chaude est moins visqueuse que l'eau plus froide, ce qui lui permet de se mettre en mouvement plus facilement (Korson et al., (1969)). L'eau à droite de la direction du vent prend alors plus de vitesse que celle à gauche, créant un courant antihoraire.

2.2.2 Stratification de température

La stratification de température de l'eau est l'état dans lequel la température de l'eau à la surface du lac observé n'est pas la même que celle au fond. Puisque la densité de l'eau est maximale à 4°C, lorsqu'il fait chaud la surface du lac est plus chaude que le fond puisque l'eau plus froide descend dans la colonne d'eau. Dans les régions tempérées, les lacs ont une dynamique de température complexe. Ils peuvent être stratifiés durant les saisons plus chaudes et mélangés durant les saisons intermédiaires ou froides, tel que montré à la Figure 1 (Monismith et al., (2010)). La stratification peut aussi parfois être inversée lors de périodes froides, puisque l'eau d'une température entre 0 et 4°C est plus légère que l'eau à 4°C.

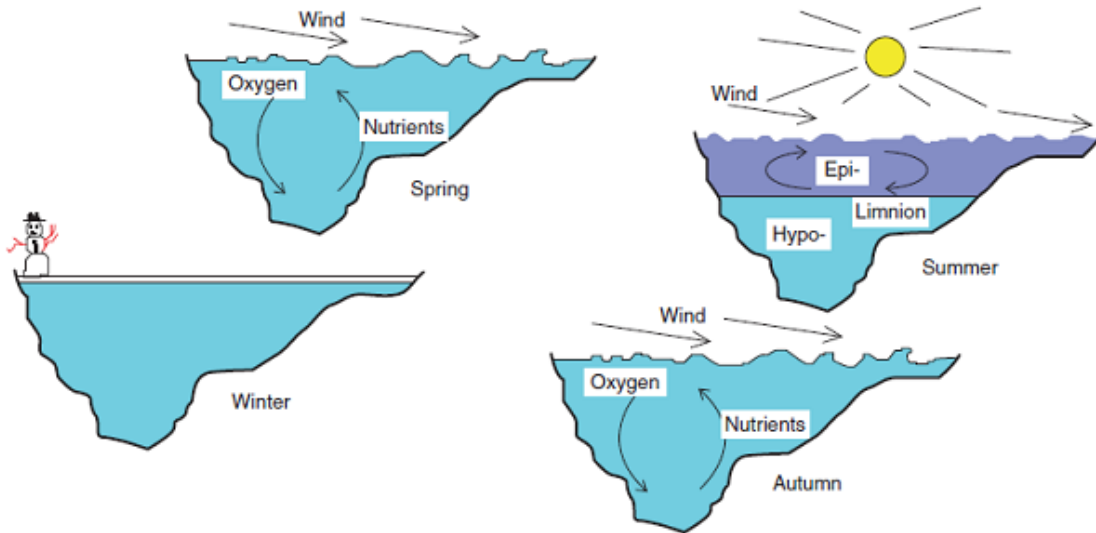


Figure 1: Dynamique de stratification d'un lac situé dans une région tempérée, prise de Monismith et al., (2010).

La stratification survient au printemps et en été lorsque la radiation solaire est élevée. La majorité de l'énergie produite par le soleil qui atteint la surface de la Terre se trouve dans le visible et l'infrarouge. Ces radiations pénètrent peu dans l'eau, faisant en sorte que l'eau à la surface est beaucoup plus chauffée que l'eau plus profonde. Sachant que la masse volumique de l'eau atteint un maximum à une température de 4°C, l'eau plus chaude reste alors en surface, et se réchauffe encore plus (Monismith et al., (2010); Bohrer et al., (2009)).

Au même moment, la température à la surface est refroidie par convection, et l'action du vent force l'eau à la surface à se mélanger avec les eaux plus profondes. Il se crée alors une couche de mélange chaude à la surface du lac appelée épilimnion. Dans cette couche, la température varie peu avec la profondeur. La profondeur de l'épilimnion dépend majoritairement de l'intensité lumineuse et de la vitesse du vent. La thermocline, une couche généralement mince où la température varie brusquement, marque la fin de l'épilimnion. La profondeur et l'épaisseur de la thermocline sont très variables, comme montré à la Figure 2. Les facteurs pouvant en influencer l'épaisseur sont notamment la position géographique sur le lac, la période de l'année et des épisodes météorologiques particuliers. L'hypolimnion est la couche suivante, généralement froide et avec très peu de mélange (Monismith et al., (2010); Bohrer et al., (2009)). Il peut se trouver une dernière, très mince couche située au fond du lac appelée la couche limite benthique, où il se produit de la suspension de sédiments (Fricker et al., (2000)).

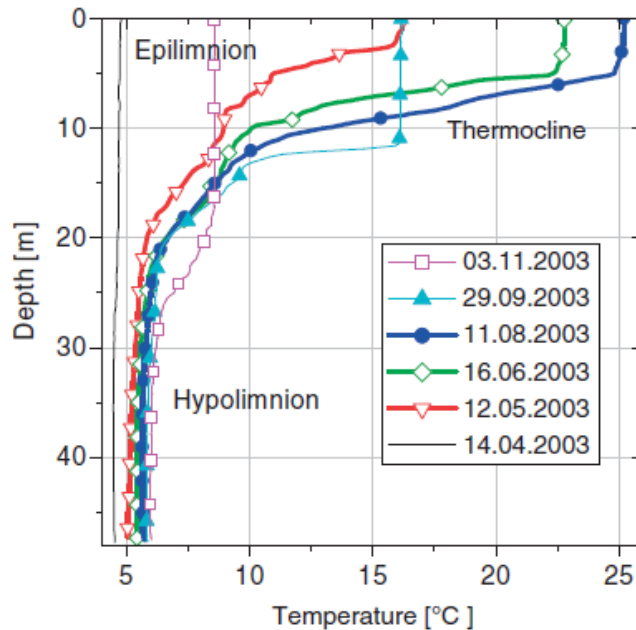


Figure 2: Profils de température typiques avec l'épilimnion, la thermocline et l'hypolimnion, prise de Monismith et al., (2010).

La présence de ces couches thermiques a un grand effet sur la distribution des polluants, organismes vivants, flore et autres dans la colonne d'eau. Dépendamment de sa masse volumique, une particule peut se retrouver dans différentes couches. Puisque la thermocline est une couche où la température varie rapidement, elle couvre alors une grande plage de masse volumique, ce qui peut avoir comme effet d'y accumuler une grande quantité de particules. La thermocline peut donc être anoxique si beaucoup de décomposition organique s'y fait, ou au contraire riche en oxygène si une grande quantité d'organismes capables de photosynthèse s'y trouvent, et que la lumière solaire s'y rend selon Boehrer et al., (2009). À cause du mélange constant de l'épilimnion, une particule ayant une masse volumique plus grande peut quand même s'y trouver pour une longue période. Dans l'hypolimnion, les particules peuvent y être confinées pour longtemps aussi, puisque le mélange turbulent y est presque inexistant, et la diffusion est un processus trop lent pour avoir un impact réel (Monismith et al., (2010)).

2.2.3 Échanges d'énergie à la surface Air-Eau

Une grande partie des échanges en énergie du lac avec son environnement se font à la frontière air-eau. La plus évidente est le transfert d'énergie cinétique par le vent. Lorsqu'il y a présence de vent, des vagues et des courants se créent à la surface, entraînant le reste du lac dans leur mouvement. Ce transfert d'énergie cinétique se calcule par l'équation de la force de cisaillement τ_0 [N/m²] de l'équation (2.2) provenant de Monismith et al., (2010) :

$$\tau_0 = \rho_a C_D U_{10}^2 \quad (2.2)$$

où ρ_a [kg/m³] est la masse volumique de l'air et U_{10} [m/s] est la vitesse de l'air mesurée dix mètres au-dessus de l'eau. Le coefficient de traînée C_D est très difficile à calculer précisément. Il varie notamment en fonction du fetch, de la topographie entourant le lac, de la présence de végétaux environnants, de la taille des vagues présentes et de la vitesse du vent. Il n'y a pas de valeur parfaite, puisque des valeurs partant de $C_D = 6 \cdot 10^{-4}$ et allant jusqu'à $C_D = 2 \cdot 10^{-3}$ ont été trouvées dans la littérature (Monismith et al., (2010); Sah et al., (2011); Rao et al., (2010)). La vitesse de l'air est la variable dominante dans cette équation, puisqu'elle est au carré.

Le second transfert d'énergie incontournable à la surface de l'eau est le transfert de chaleur. Le flux total de chaleur \tilde{H} [J/m²/s] quittant la surface de l'eau s'écrit selon l'équation (2.3) tirée de Monismith et al., (2010) :

$$\tilde{H} = Q_{sw} + Q_{lw} + H_l + H_s \quad (2.3)$$

où Q_{sw} [J/m²/s] et Q_{lw} [J/m²/s] sont les radiations à petites et grandes longueurs d'onde, respectivement, et H_l [J/m²/s] et H_s [J/m²/s] sont la chaleur latente, c'est-à-dire le transfert de chaleur dû à un changement de phase, et la chaleur sensible, c'est-à-dire le transfert de chaleur sans changement de phase, respectivement. Contrairement aux autres termes de l'équation, les radiations à ondes courtes sont facilement mesurables et pénètrent entre quelques millimètres à 30 mètres sous la surface de l'eau, selon la clarté de l'eau et la longueur d'onde (Deltares systems, 2014). La pénétration se fait selon l'équation (2.4) tirée de Monismith et al., (2010):

$$Q_{sw}(z) = Q_{sw}(0)e^{\beta z} \quad (2.4)$$

où z [m] est la profondeur et β [1/m] est le coefficient d'atténuation diffuse de l'onde électromagnétique. La valeur de β peut varier grandement d'un milieu à l'autre, et également varier grandement dans un même milieu dépendamment du moment de l'année et de ce qui se trouve dans la colonne d'eau. Les radiations de grandes longueurs d'ondes sont plus difficiles à mesurer. Il est plus courant de simplement les calculer. Un modèle parfois utilisé est l'équation (2.5) tirée de Monismith et al., (2010) :

$$Q_{lw} = 5.23 \cdot 10^{-8} T_s^4 - 5.18 \cdot 10^{-13} T_a^6 (1 + 0.2 C^2) \quad (2.5)$$

où T_s [K] est la température à la surface de l'eau et T_a [K] est la température de l'atmosphère. Finalement, les chaleurs latentes et sensibles sont de la forme présentés aux équations (2.6) et (2.7) respectivement tirées de Monismith et al., (2010) :

$$H_l = \rho_a L_w C_l U_{10} (q_s - q(r, T_a)) \quad (2.6)$$

$$H_s = \rho c_p C_s U_{10} (T_s - T_a) \quad (2.7)$$

où ρ_a [kg/m³] est la masse volumique de l'air, L_w [J] est la chaleur latente d'évaporation, U_{10} [m] est la vitesse de l'air à dix mètres au-dessus de l'eau, C_l et C_s sont des coefficients empiriques, r est l'humidité relative, c_p [J/kg/ K] est la chaleur spécifique, T_a [K] et T_s [K] sont les températures de l'air et de l'eau à la surface et q_s est l'humidité de saturation à la surface. Les équations (2.3) à (2.7) expliquent les changements de chaleur amenés par processus radiatifs de la surface et de transfert à l'interface entre l'eau et l'air. Des transferts de chaleur qui ont lieu sous l'eau amènent des changements de la température de l'eau, ils sont décrits par l'équation (2.8) tirée de Monismith et al., (2010) :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{1}{\rho c_p} \frac{\partial Q_{sw}}{\partial z} - \frac{\partial (\overline{w' \theta'})}{\partial z} \quad (2.8)$$

où θ [K] est la température, ρ [kg/m³] est la masse volumique de l'eau, c_p [J/kg/ K] est sa capacité thermique, z [m] est la profondeur et où le terme $-\overline{w' \theta'}|_0$ est défini par l'équation (2.9) :

$$-\overline{w' \theta'}|_0 = Q_{lw} + H_l + H_s \quad (2.9)$$

qui représente le flux total de chaleur moins les radiations à ondes courtes évaluées à la surface.

2.3 Modélisation hydrodynamique lacustre

Depuis les années 2000, une grande quantité d'études environnementales lacustres utilisent la modélisation hydrodynamique (Chanudet et al., (2012); Hodges, (2009); Rao et al., (2010)). Une grande quantité de modèles existent, dont Deltf3D (Sah et al., (2011); Chanudet et al., (2012)) et ELCOM (Estuary, Lake and Coastal Ocean Modeling) (Rao et al., (2010); León et al., (2005)), permettant à l'utilisateur de choisir le modèle qui s'adapte le mieux à la tâche demandée. Ces modèles peuvent utiliser des équations légèrement différentes, mais leurs racines sont généralement les mêmes. Une courte explication des équations de base est donnée ci-dessous.

2.3.1 Équation de Navier-Stokes

Les équations de Navier-Stokes sont des équations qui permettent le calcul du mouvement de fluides visqueux. Dans le cas de la modélisation de milieux aquatiques, ces équations sont réduites à la forme des équations (2.10, 2.11 et 2.12) provenant de Hodges, (2009) et Kämpf, (2009) :

Quantité de mouvement :

$$\frac{\partial u_i}{\partial t} + u_j \frac{\partial u_i}{\partial x_j} = -g_i - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial P_{nh}}{\partial x_i} - g \frac{\partial \eta}{\partial x_i} - \frac{g}{\rho_0} \frac{\partial}{\partial x_i} \int_z^\eta \Delta \rho dx_3 + \nu \frac{\partial^2 u_i}{\partial x_j^2} \quad (2.10)$$

Continuité :

$$\frac{\partial u_i}{\partial x_i} = 0 \quad (2.11)$$

Évolution de la surface libre :

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x_1} \int_z^\eta u_1 dx_3 + \frac{\partial}{\partial x_2} \int_z^\eta u_2 dx_3 = 0 \quad (2.12)$$

où $i = 1,2,3$ et $j = 1,2,3$ sont les trois directions de l'espace, x_i et u_i sont les positions et vitesses dans l'espace, respectivement, η [m] est l'élévation de la surface de l'eau et z [m] la profondeur du fond, g [m/s²] est l'accélération gravitationnelle, ν [m²/s] est la viscosité cinématique, P_{nh} [kg/m/s²] est la pression non-hydrostatique, ρ_0 [kg/m³] est la densité de référence et $\Delta\rho$ [kg/m³] est la différence locale de densité avec la densité de référence. L'équation (2.10) indique que toute variation de vitesse, qu'elle soit temporelle ou spatiale, doit être le résultat d'une force. Les termes de force compris sont la gravité, le gradient de pression dû à un courant, la pression barotrope, c'est-à-dire due à la variation de la hauteur de la colonne d'eau, la pression barocline, c'est-à-dire la pression due à la variation de la masse volumique de l'eau en fonction de sa température et de la stratification, et finalement les forces visqueuses. L'équation (2.11) est dérivée de l'équation fondamentale de conservation de la masse, en assumant que le fluide est incompressible et que sa masse est conservée. Sa forme présentée ici implique que la divergence totale en tout point est nulle. Donc, si on prend une surface sphérique infinitésimale, l'intégrale de la vitesse sur cette sphère est nulle. L'équation (2.12) exprime que la variation du niveau d'eau à un endroit dépend de la somme des vitesses horizontales sous la colonne. Prenons par exemple un axe x quelconque perpendiculaire à la surface de l'eau. Si l'intégrale de la vitesse sur toute la colonne d'eau dans cette direction est positive, c'est-à-dire qu'une quantité non-nulle de masse sort ou entre dans la colonne par cette direction, il faut alors nécessairement que la même intégrale faite sur l'axe horizontale perpendiculaire à x soit de la même valeur, mais négative. Si ce n'est pas le cas, le niveau de la colonne doit varier.

Des équations de transport pour la température, pour la salinité ainsi qu'une équation de fermeture sont nécessaires pour modéliser ces phénomènes, s'ils sont importants. Pour plus d'information sur le sujet, consulter Hodges (2009).

2.3.2 Conditions initiales et conditions limites

Les conditions initiales représentent l'état à partir duquel le modèle débute la simulation, au temps $t=0$, par exemple : les courants, le niveau d'eau, la distribution de température, la distribution de salinité et la distribution de toute autre composante à l'étude telle qu'un polluant. Nécessairement, l'obtention de ces données est ardue. Une pratique commune consiste à mettre

les vitesses nulles et la salinité constante. Pour la température, elle peut être constante ou une ou plusieurs mesures de profils de température peuvent servir de point de départ. Une simulation de quelques jours ou semaines peut alors être lancée, et le résultat de cette simulation sera le point de départ de la simulation d'intérêt (Hodges, (2009)).

Les conditions limites sont tous les transferts d'énergie appliqués à l'étendue d'eau étudiée. Différents phénomènes météorologiques s'y retrouvent, dépendamment de la précision voulue et de la portée de l'étude. Les plus communs sont le vent, la température ambiante, les précipitations ainsi que la radiation incidente.

2.3.3 Grilles de modélisation

Dans la majorité des modèles hydrodynamiques 3D, les grilles verticales et horizontales sont indépendantes. On a alors une succession de grilles 2D sur l'axe vertical. Deux types de mailles sont utilisés à la verticale. La maille sigma consiste en la séparation de l'axe z en n plans dont la distance est relative à la profondeur totale. La profondeur de chaque plan en chaque point dépend alors de la profondeur de la bathymétrie en ce même point. Les plans suivent alors la bathymétrie. La maille cartésienne, ou Z , consiste en la séparation de l'axe vertical en n plans de distances possiblement variables entre eux, mais constantes en se déplaçant sur l'axe horizontal, comme montré à la Figure 3. Cela peut causer la variation du nombre de plans en fonction de la profondeur au point étudié.

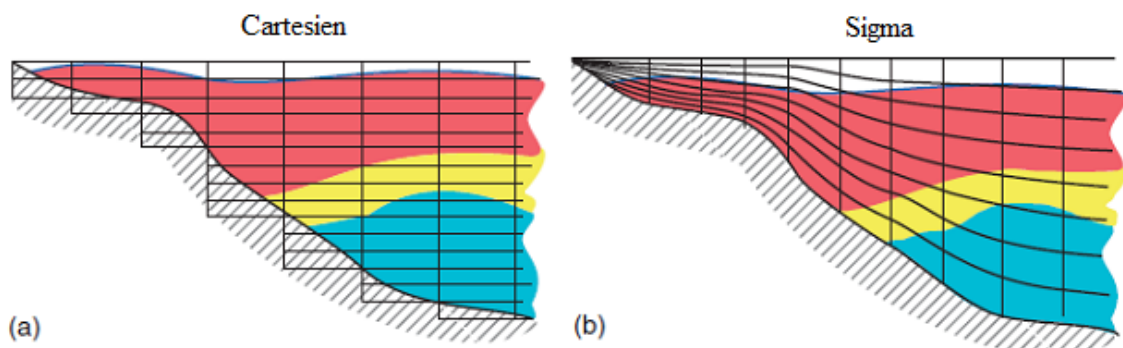


Figure 3 : Grille verticale cartésienne et grille verticale sigma.

Les grilles sigma sont généralement favorisées aux dépens de grilles cartésiennes puisque leur précision s'ajuste à la bathymétrie. Par contre, si les pentes du fond sont trop sévères, il y aura présence de diffusions horizontales et verticales non voulues, ce qui peut mener à d'importantes erreurs. Cette diffusion erronée est présente pour la salinité, la température, les sédiments, ou tout autre constituant modélisé. Dans ce cas, la grille cartésienne est préférable selon Huang et al., (1996).

Les grilles horizontales sont généralement : orthogonales, curvilignes ou non structurées, comme montrés à la Figure 4. Un maillage orthogonal consiste simplement en une grille de carrés ou de rectangles. Un maillage curviligne est semblable, dans le sens qu'il tentera d'atteindre l'orthogonalité, mais il suit le contour de la zone étudiée. Finalement, un maillage non-structuré est une grille de triangles créée par le logiciel.

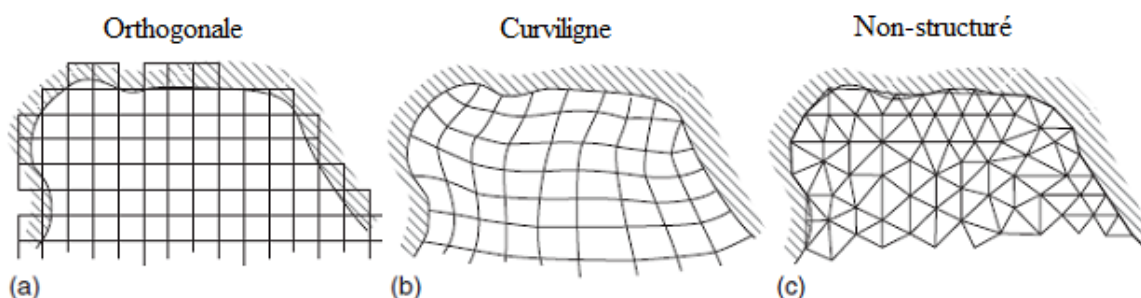


Figure 4 : Grilles horizontales orthogonales, curvilignes et non structurées, prise de Hodges, (2009)

Une grille orthogonale est très simple à réaliser, mais offre peu de flexibilité lorsque vient le temps de réduire la taille des cellules afin d'augmenter la précision aux endroits d'intérêts ou de l'agrandir pour gagner du temps de calcul. La grille curviligne quant à elle permet assez facilement de varier la taille des cellules et est très utile lors de modélisation d'estuaires et des rivières qui s'y jettent. La grille non structurée est évidemment très flexible et permet de précisément suivre la topographie. Par contre, il est très long et difficile d'en produire une de qualité, puisqu'elle est sujette à des erreurs de gradients de taille de cellules trop élevés, et à des erreurs d'orthogonalité selon Hodges, (2009).

Un aspect important du choix de la grille de modélisation est sa taille. Il faut s'assurer que les résultats de modélisation sont indépendants de la grille à un niveau acceptable ou que le niveau de précision est bon. Dans le cas de cette étude, la méthode utilisée pour mesurer la précision est la méthode GCI suggérée par Roache, (1998) et résumée ci-dessous. Supposons que l'on veuille calculer la précision d'une grille avec des cellules de taille x . Deux grilles avec des cellules plus grandes d'un même facteur, par exemple un facteur 2 sont alors réalisées. L'ordre de convergence théorique r est alors 2. Supposons une valeur d'importance à cette modélisation, par exemple la température T_i [K] à la surface d'une étendue d'eau. Suite à des modélisations identiques sur les trois grilles, les valeurs obtenues sont T_1 , T_2 et T_3 , où 1 représente la grille la plus fine. Dans ce cas, l'ordre de convergence calculé est l'équation (2.13) :

$$p = \ln((T_3 - T_2)/(T_2 - T_1)) / \ln(r) \quad (2.13)$$

Alors, si l'on se trouve dans une zone asymptotique, c'est-à-dire que la température tend vers une valeur T_0 finie, on a l'équation (2.14) :

$$T_0 \cong T_1 + \frac{T_1 - T_2}{r^p - 1} \quad (2.14)$$

Ensuite, les indices GCI sont montrés aux équations (2.15 et 2.16) :

$$GCI_{12} = 1.25|(T_1 - T_2)/T_1|/(r^p - 1)100\% \quad (2.15)$$

$$GCI_{23} = 1.25|(T_2 - T_3)/T_2|/(r^p - 1)100\% \quad (2.16)$$

Ces indices sont alors utilisés pour calculer l'indice final montré à l'équation (2.17), qui doit être le plus près de 1 possible:

$$GCI_{23}/(r^p GCI_{12}) \cong 1 \quad (2.17)$$

Si c'est le cas, il est alors possible de dire que la valeur à la surface est de $T_0 \pm GCI_{12}$.

2.3.4 Pas de temps

Le pas de temps Δt [s] est normalement choisi en fonction de la précision de la grille Δx [m].

Généralement, la condition de Courant-Lewi-Friedrichs s'applique, c'est-à-dire $\frac{u\Delta t}{\Delta x} < C_a$ où

habituellement $C_a < 1$ (Hodges, (2009)) et où u [m/s] est la vitesse observée. Donc, plus les vitesses modélisées seront grandes, plus le pas de temps doit être petit.

2.4 Modélisation de pesticides

Pour modéliser les pesticides, le module WAQ (Deltares, 2011) est utilisé. Ce module simule le transport, les phénomènes physiques, chimiques, biochimiques et biologiques des polluants, et donc des pesticides.

Le transport peut être par advection ou par dispersion. Le transport par advection dans l'eau est le transport de quantités, dans ce cas-ci les polluants, par le déplacement de l'eau. C'est donc le transport par les courants ou la circulation. Pour une cellule de modélisation, ce transport est donné par l'équation (2.18) :

$$T_{x0}^A = v_{x0} \times A \times C_{x0} \quad (2.18)$$

où T_{x0}^A [g/s] est le transport par advection à $x = x_0$, v_{x0} [m/s] est la vitesse de l'eau à $x = x_0$, A [m²] est la surface de la cellule perpendiculaire à la vitesse et C_{x0} [g/m³] est la concentration du polluant à $x = x_0$.

Le transport dispersif est quant à lui le transport dû à un gradient de concentration du polluant. Dans ce cas, le transport suit l'équation (2.19) :

$$T_{x0}^D = D_{x0} \times A \times \left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x=x0} \quad (2.19)$$

où T_{x0}^D [g/s] est le transport dispersif à $x = x_0$, D_{x0} [m²/s] est le coefficient de dispersion du polluant à $x = x_0$, A [m²] est la surface perpendiculaire à la dispersion et $\left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x=x0}$ [g/m⁴] est le gradient de concentration à $x = x_0$.

Les polluants dispersés dans le lac peuvent ensuite terminer leur course de plusieurs façons. Le module WAQ permet la volatilisation, trois processus de dégradations et l'adsorption.

La volatilisation, c'est-à-dire le transfert de micropolluants à l'interface air-eau, est formulée selon la théorie de transfert de masse des deux films. L'équation a la forme de (2.20) :

$$R_{vol} = -\frac{F_{vol}}{H} = -\frac{k_{vol} \times C_d}{H} \quad (2.20)$$

où R_{vol} [mg/m³/jour] est le taux de volatilisation, F_{vol} [mg/m²/jour] est le flux de masse se volatilisant, H [m], est la profondeur d'eau, k_{vol} [m/jour] est le coefficient de transfert et C_d [mg/m³] est la concentration de micropolluant dissout. Cette équation est valide seulement si la concentration atmosphérique du polluant est négligeable, ce qui est vrais dans tous les cas.

Trois processus de dégradation sont présents : la photolyse, c'est-à-dire la dégradation par l'action de la lumière, l'hydrolyse, c'est-à-dire la dégradation par l'action d'une molécule d'eau, et la biodégradation, c'est-à-dire la dégradation par l'action d'organismes vivants. Ces trois processus ont la forme de premier ordre de l'équation (2.21) :

$$R = -k \times C_t \quad (2.21)$$

où R [mg/m³/jour] est le taux de dégradation, k [1/jour] est une pseudo-constante de dégradation et C_t [mg/m³] est la concentration totale de micropolluant. Dans le cas de la biodégradation, la pseudo constante k varie linéairement avec la concentration de biomasse bactériale. On assume alors que la concentration du polluant est beaucoup plus petite que la concentration de demi-saturation de Monod. Pour la photolyse, k varie de façon linéaire avec l'intensité lumineuse, ainsi que plusieurs propriétés du micropolluant. Finalement, pour l'hydrolyse, trois réactions contribuent à la valeur de la constante, c'est-à-dire les hydrolyses acides, neutres et alcalines. Les hydrolyses acides et alcalines sont directement proportionnelles au pH.

L'adsorption, c'est-à-dire la capacité d'une molécule à se fixer sur des particules solides est quant à elle modélisée par l'équation (2.22) :

$$R_{sorp} = k_{sorp} \times (C_{pe} - C_p) \quad (2.22)$$

où C_p [mg/m³] est la concentration particulaire du polluant, C_{pe} [mg/m³] est la concentration particulaire de polluant d'équilibre, k_{sorp} [1/jour] est la constante d'adsorption et de désorption du premier ordre et R_{sorp} [mg/m³/jour] est le taux d'adsorption et de désorption.

2.5 Études de cas de modélisation hydrodynamique lacustre

Delft3D a été utilisé à maintes reprises pour simuler la dynamique de lacs (Chanudet et al., (2012); Razmi et al., (2013)). Ces études montrent la capacité de Delft3D à modéliser les températures, les vitesses et les niveaux d'eau. Quelques exemples sont présentés ci-dessous. Des modèles hydrodynamiques autres que Delft3D sont disponibles sur le marché, notamment GEMSS (Generalized Environmental Modeling System for Surfacewaters) (Dargahi et al., (2011)) et ELCOM (Rao et al., (2010)), et seront discutés plus bas.

Chanudet et al., (2012) débute par montrer que le modèle parvient, sur le réservoir Nam Theun 2 en Asie du Sud-Est, à modéliser les températures ainsi que les tendances saisonnières, comme montré à la Figure 5. Dans cette étude, une grille curviligne est utilisée avec des cellules de 150 m × 150 m à l'horizontale, en combinaison avec une grille de type Z de 25 cellules de taille verticale de 1.24 m et un pas de temps d'une minute. La prise de données météorologiques a été faite en deux phases. D'une à quatre mesures ont été prises par jour en un seul point pour la première partie, et deux stations prenant des mesures aux dix minutes ont été installées par la suite autour du réservoir. Les données météorologiques prises sont la température de l'air, la vitesse et la direction du vent, l'humidité relative, les radiations solaires et les précipitations. Le calage a été fait à partir de profils de température et de profondeur de Secchi mesurés à neuf endroits sur le réservoir. La mesure de profondeur de Secchi permet de calculer la turbidité de l'eau. Deux campagnes de mesures de vitesses de courants ont aussi été faites à l'aide d'un

ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) et d'un compteur de courants électromagnétiques. Les vitesses ont été moyennées sur 30 secondes et sont montrées à la Figure 6.

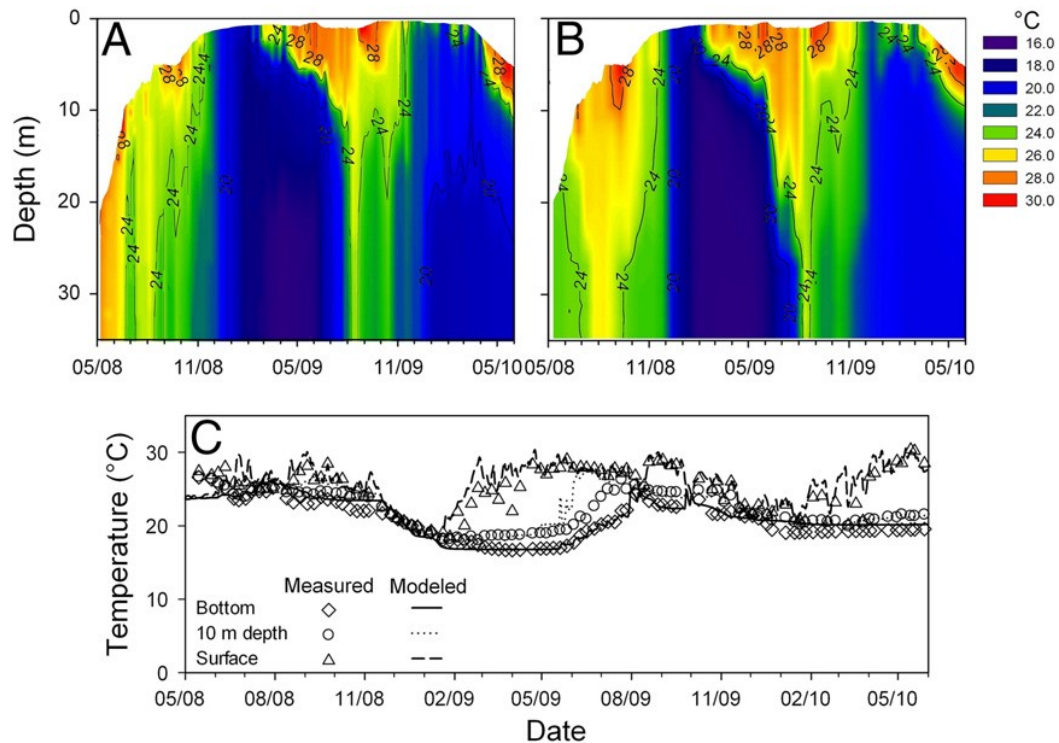


Figure 5 : Profils de températures (A) mesurées et (B) modélisées dans le réservoir Nam Theun 2 et (C) comparaison entre ces mesures à trois profondeurs, prises de Chanudet et al., (2012).

La Figure 6 représente un point sur le réservoir où le profil de température a été mesuré sur une période de deux mois à des fins de validation. Les formes semblent très semblables, ce qui montre la fiabilité du modèle pour calculer non seulement les températures, mais aussi la profondeur de la thermocline, laquelle est très importante lors de modélisation de qualité d'eau. La partie C de la Figure 6 permet d'avoir une meilleure idée de la précision en température du modèle, qui semble être bonne puisque les mesures sont près des températures modélisées.

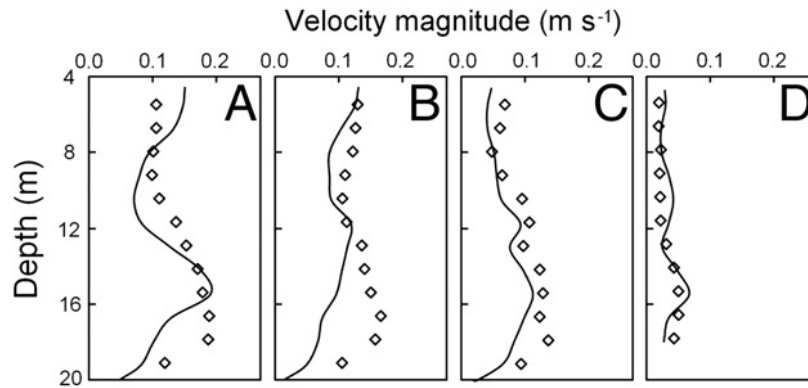


Figure 6 : Comparaison entre les profils de vitesse modélisés (lignes) et mesurés (diamants) à quatre endroits différents sur le réservoir Nam Theun 2, prise de Chanudet et al., (2012).

La Figure 6 montre quatre profils de vitesse pris en quatre points différents. Malgré des variations évidentes, la forme ainsi que les valeurs absolues sont généralement bien modélisées.

L'étude de Razmi et al., (2013) a été conduite dans la baie Vidy faisant partie du lac Geneva en Suisse. Une grille horizontale curviligne de taille variable (40 m à 200 m) est utilisée avec une grille verticale sigma de 40 niveaux et un pas de temps d'une minute. Les données météorologiques ont été modélisées par COSMO (Consortium for small scale modeling) et ces données sont la vitesse et la direction du vent, la pression, la température de l'air, l'humidité relative et le pourcentage couvert par les nuages. Il valide le modèle à l'aide de quatre coefficients statistiques (Bias, Scatter index, RMSE et R^2) appliqués sur une grande quantité de profils de température et de vitesses. L'ADCP était localisé au fond du lac, donc les vitesses proviennent toutes du même point.

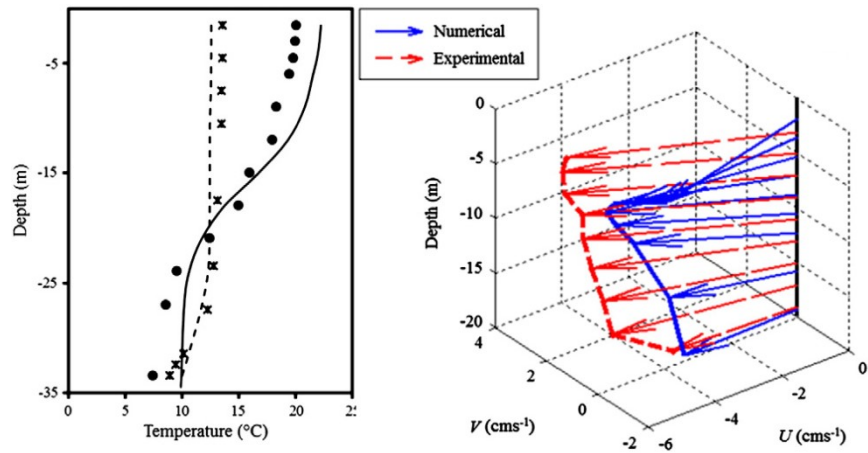


Figure 7 : Profils de température observés (x et o) et modélisés (lignes pleines et pointillées) sur la baie Vidy du lac Geneva, et profils de vitesse, prise de Razmi et al., (2013).

Les températures sont particulièrement bonnes avec des valeurs de R^2 de 0.97 et 0.99, même dans le cas où il y a présence de stratification. Dans le cas des vitesses, les données sont bonnes, mais moins convaincantes, avec des valeurs de R^2 de 0.88, 0.92, 0.67 et 0.81. L'auteur les considère tout de même convenables. Certaines de ces données sont montrées à la Figure 7.

Razmi et al., (2013) fait l'utilisation de quatre bouées pour valider les courants de surface. Les trajectoires des bouées sont alors comparées à des données de *particle tracking* appliquées seulement à la surface, comme montré à la Figure 8.

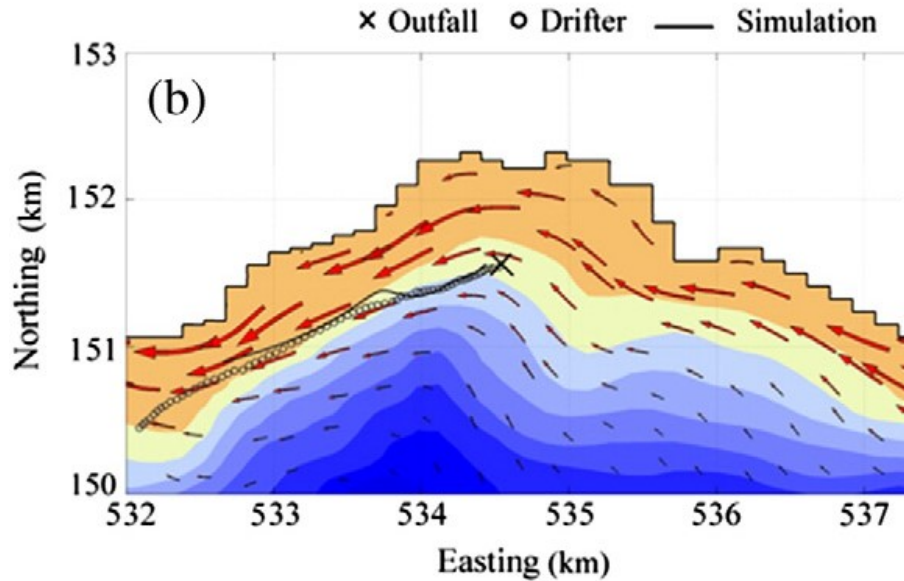


Figure 8 : Trajectoire parcourue par une des bouées relâchées dans la baie Vidy, prise de Razmi et al., (2013).

Avec une valeur de $R^2 = 0.97$, la trajectoire est bien modélisée. Par contre, il est clair que la vitesse des bouées est sous-estimée, car la distance parcourue par la bouée est plus grande que la distance modélisée, et cela est vrai pour toutes les bouées.

Dargahi et al., (2011) fait une étude hydrodynamique du lac Tana en Éthiopie à l'aide du modèle GEMSS. La grille horizontale est curviligne avec des cellules ayant une taille moyenne de $1200 \text{ m} \times 800 \text{ m}$. La grille verticale est de type Z et est formée de 14 étages d'environ un mètre chaque. Le pas de temps est de 720 secondes. Les données météorologiques, la température de l'air, la pression, la vitesse et la direction du vent, l'humidité relative, les précipitations, le couvert nuageux et le point de rosée ont été obtenus des services nationaux météorologiques éthiopiens. La validation du modèle est faite à l'aide de mesures de niveaux d'eau présentés à la Figure 9.

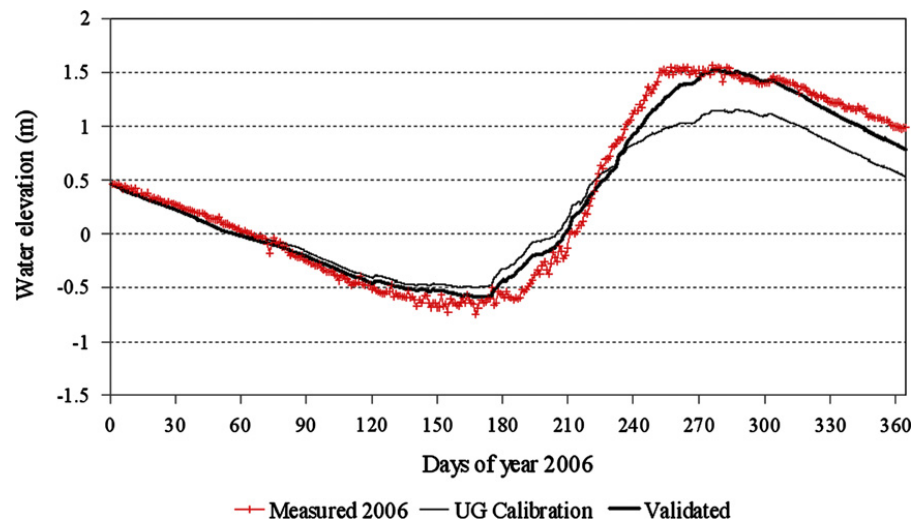


Figure 9 : Niveaux d'eau dans le lac Tana au cours de l'année 2006, prise de Dargahi et al., (2011).

Le niveau d'eau varie de deux mètres sur toute l'année et suit des tendances saisonnières claires. Le modèle réussit à bien modéliser les niveaux d'eau, avec un coefficient $R^2 = 0.99$ et un coefficient de Nash de 0.98. Une erreur de 1.92 % est commise sur la valeur maximale de 1.56 m et la valeur minimale est sous-estimée de 20 %.

Rao et al., (2010) ont appliqué le modèle ELCOM sur le lac Winnipeg situé au Canada. Ce modèle a l'avantage de pouvoir être facilement couplé avec CAEDYM (Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model), un modèle de qualité d'eau. La grille utilisée est orthogonale avec une taille de 2 km × 2 km, et la grille verticale est de type Z avec 21 niveaux séparés d'un mètre. Le pas de temps est de 300 secondes. Le vent a été mesuré par trois bouées et les autres données météorologiques par une quatrième bouée. La simulation est d'une durée de 88 jours. Le niveau d'eau, des courants mesurés à l'ADCP et des profils de température ont servi à valider le modèle et sont présentés dans la Figure 10 et la Figure 11.

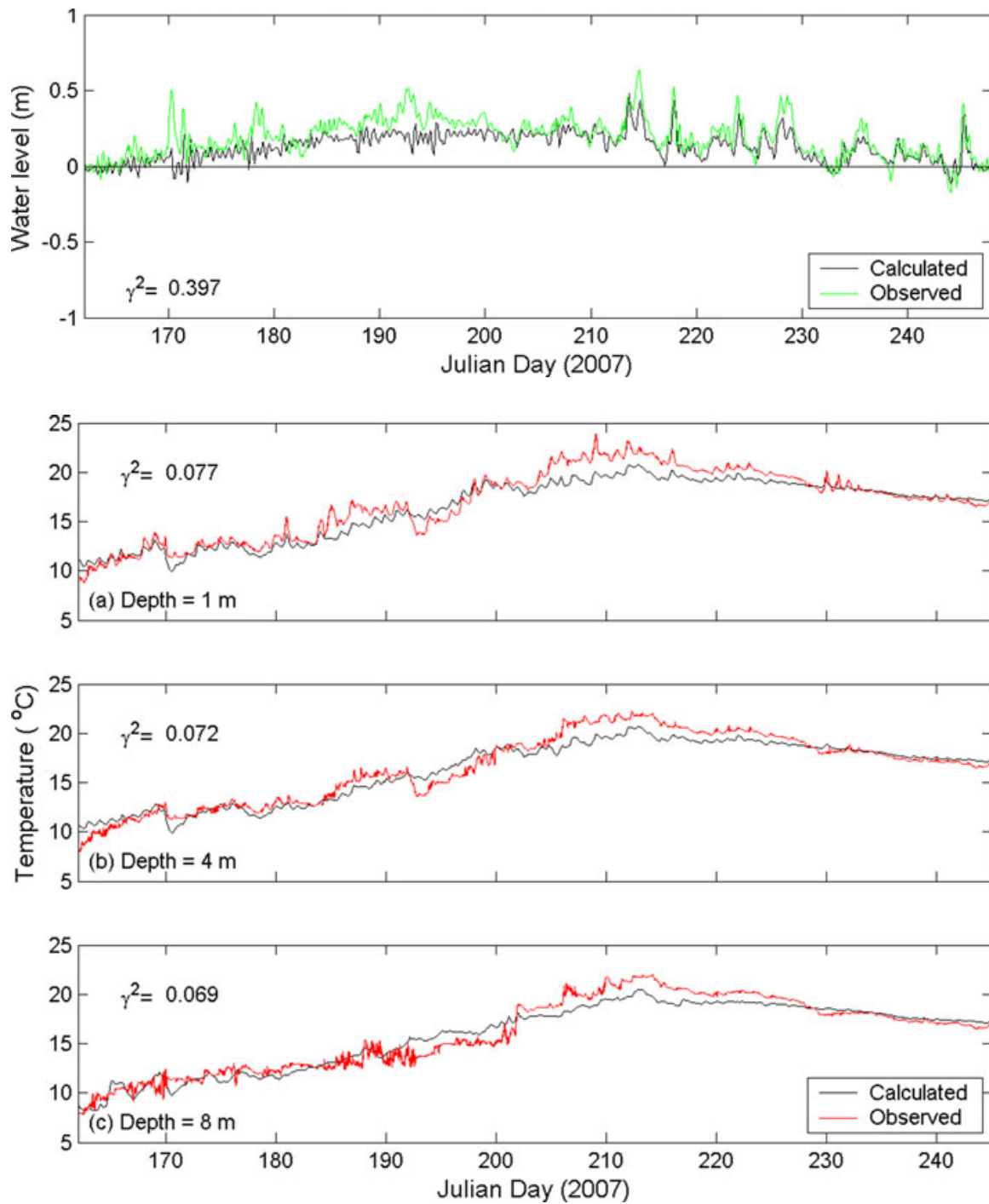


Figure 10 : Niveaux d'eau et températures mesurés et modélisés dans le lac Winnipeg, prise de Rao et al., (2010)

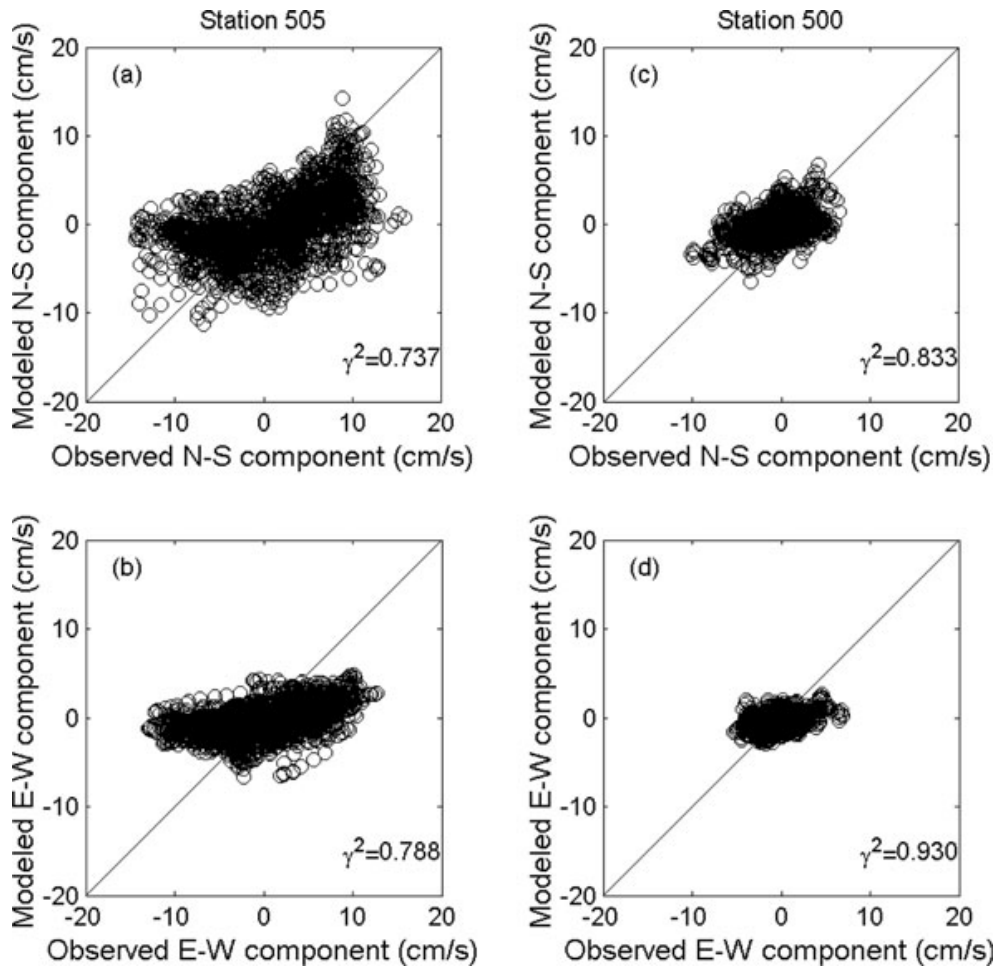


Figure 11 : Dispersion des vitesses des courants modélisés et observés dans le lac Winnipeg, Rao et al., (2010).

L'outil utilisé pour mesurer la fiabilité du modèle est $\gamma^2 = Var(O - M)/Var(O)$ où O et M sont les valeurs observées et modélisées, appelées la variance des erreurs. Les niveaux d'eau augmentent en moyenne de 0.2 mètre sur l'ensemble des mesures. L'auteur, qui s'intéresse aux tempêtes, observe que les événements de tempêtes sont bien simulés, sauf au jour 169. La variance des erreurs est de $\gamma^2 = 0.356$ à $\gamma^2 = 0.397$. Les températures sont bien modélisées avec des variances d'erreurs de $\gamma^2 = 0.077, 0.072, 0.069$. Rao et al., (2010) remarquent que la stratification se trouvait seulement dans la partie nord du bassin. Finalement, les vitesses de courants sont aussi assez bien modélisées avec des valeurs de variance de $\gamma^2 = 0.737, 0.833$ pour les courants nord-sud, et $= 0.788, 0.930$ pour les courants est-ouest. Rao et al., (2010) font remarquer que les valeurs de variance sont plus basses pour les courants nord-sud que est-ouest,

ce qui laisse croire que le modèle est plus précis dans l'axe nord-sud. La raison énoncée par l'auteur est que le vent a été uniformisé pour chaque bassin, ce qui n'est pas réaliste.

Dans son article qui s'intitule : *Atrazine and its primary metabolites in Swiss lakes : Input characteristics and long-term behavior in the water column*, Müller et al., (1997) étudie les caractéristiques d'entrée et de distribution de l'atrazine dans plusieurs lacs Suisses. Pour y arriver, son équipe et lui ont pris plusieurs échantillons d'eau aux points les plus profonds des lacs à chaque mois, et mesuré leur concentration en atrazine. Les tributaires principaux des lacs ont aussi été échantillonnés sur de courtes périodes. Ces données ont ensuite été évaluées en utilisant le programme MASAS (Modeling of Anthropogenic Substances in Aquatic Systems) qui permet de décrire la dynamique des produits chimiques dans les lacs. Les profils de température et d'atrazine obtenus sont présentés à la Figure 12.

Selon ces profils, l'atrazine est stratifiée durant les mois plus chauds comme juin et juillet, et perd sa stratification dans les mois plus froids comme avril et octobre. On peut aussi remarquer que la quantité d'atrazine dans l'épilimnion varie très peu dans cette période. Pour ces simulations, l'atrazine était considérée conservative pour la majorité de la période, ce qui veut dire que la seule action permettant de réduire la quantité d'atrazine dans le lac est de sortir par une rivière. Seulement dans les mois de juillet et août, une pseudo constante de dégradation avec une demie vie de 230 jours a été mise, et seulement dans l'épilimnion. L'auteur note aussi que l'atrazine entre dans les lacs suite à des épisodes de grandes pluies dans les périodes d'épandage, et qu'environ 2% de la quantité total d'atrazine déposée dans le bassin versant du lac finit sa course dans celui-ci.

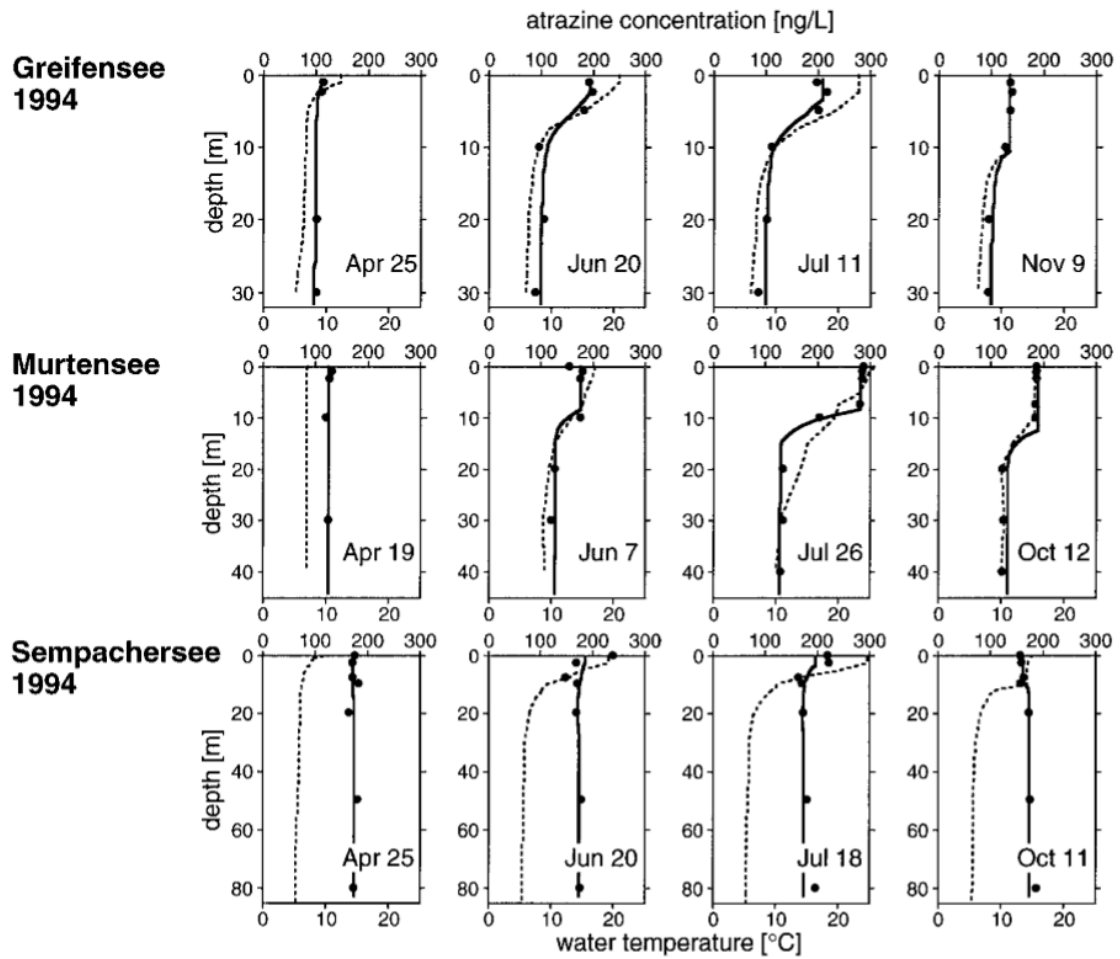


Figure 12: Profils de concentration d'atrazine mesuré (points), d'atrazine modélisée (lignes pleines) et de température (lignes pointillées) dans trois lacs Suisses (Greifensee, Murtensee et Sempachersee)

3 Site à l'étude

Le lac Massawippi relie les villes d'Ayer's Cliff et de North Hatley dans les Cantons de l'Est au Québec. Il se trouve à une distance d'environ 30 km de la ville de Sherbrooke. Le bassin versant du lac Massawippi s'étend sur une superficie de 609 km², dont la majorité est située au sud du lac. Près de 15 % de la superficie du bassin versant se trouve dans l'état du Vermont aux États-Unis. La source principale du lac est la rivière Tomifobia et son unique exutoire est la rivière Massawippi. 36 % de la superficie du bassin versant montré à la Figure 13 est utilisé pour l'agriculture, et près de 7500 personnes y habitent (Bleu Massawippi, 2017) (Cogesaf, 2006).



Figure 13 : Bassin versant du lac Massawippi au Québec (Cogesaf, 2009). L'utilisation du territoire est montrée à la Figure 35 (annexe A).

Le lac a une forme atypique, formant un J d'une longueur de 14.5 km et de 1.9 km de large. Étant donné sa forme, il a un très grand périmètre : 38.3 km comparé à sa superficie de 18.7 km². Sa faible largeur maximale ne l'empêche pas d'atteindre une très grande profondeur maximale de 86 m, et une profondeur moyenne de 39 m. Cela veut dire que les parois du lac sont très apiques, comme montré à la Figure 14. C'est donc sans surprise que « Massawippi » signifie « le grand lac profond » en abénaquis (Ayer's Cliff, 2017).

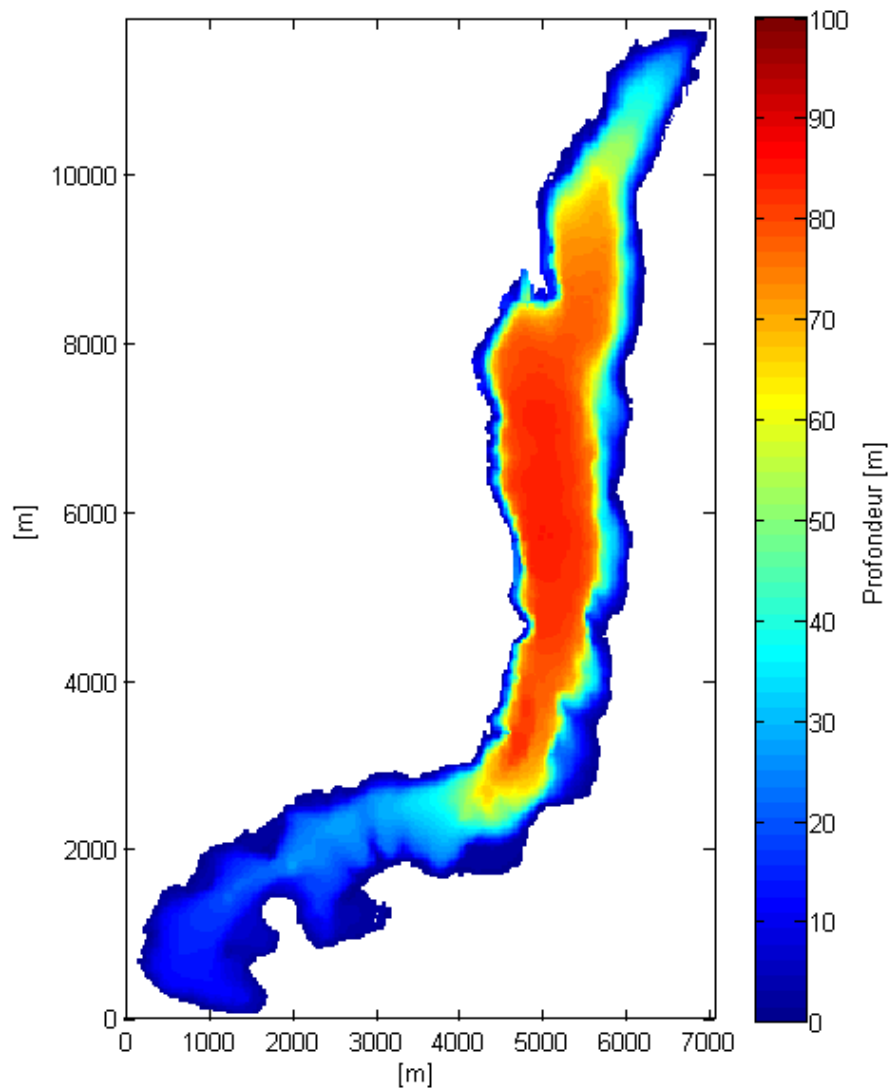


Figure 14 : Bathymétrie du lac Massawippi utilisée pour la modélisation.

Le rapport d'EnvirEau (2009), une firme d'experts-conseils en environnement au Québec, arrive à la conclusion que le lac Massawippi subit un vieillissement accéléré. Les signes de ce vieillissement sont l'érosion des berges et la dégradation des indices de qualité de l'eau telles que la turbidité et la prolifération d'algues. Par ailleurs, en 2006, la forte concentration de cyanobactéries dans le lac a forcé l'interdiction de la consommation de son eau. Selon l'étude, la principale source d'eutrophisation provient des tributaires, qui apportent une grande quantité de polluants et de nutriments dans le lac, plus particulièrement la rivière Tomifobia qui est fortement polluée notamment en phosphore et en coliformes fécaux. Ces polluants proviendraient majoritairement des activités agricoles, mais aussi des activités humaines telles que les fausses sceptiques des habitations environnantes. Le lac Massawippi est aussi une halte pour plusieurs espèces d'oiseaux migrateurs (Ayer's Cliff, 2017), ce qui peut contribuer à l'apport en coliformes fécaux et autres polluants.

4 Données mesurées

Dans cette section, les différents instruments de mesures utilisés lors de l'étude du lac Massawippi seront présentés, ainsi que leur utilité dans le processus de modélisation.

4.1 Stations météorologiques

Pour simuler de façon réaliste la dynamique du lac Massawippi, il est primordial d'avoir accès à des données météorologiques représentatives du lieu. La ville de Sherbrooke est munie d'une station météorologique à laquelle le public a accès à partir du site internet du gouvernement du Canada (ECCC, 2019). Elle est située à l'aéroport de Sherbrooke, à la latitude $45^{\circ}26'19''$ et la longitude $71^{\circ}41'29''$, c'est-à-dire à environ 30 km du lac Massawippi. Des données de 2014 et 2016 provenant de cette station ont été utilisées comme entrants dans le modèle Delft3D du lac pour plusieurs simulations, précisément : la température de l'air, la direction du vent, la vitesse du vent, l'humidité relative et la pression atmosphérique. La station prend ces mesures chaque heure.

Dans le but d'augmenter la représentativité des données météorologiques à la surface du lac, trois mini-stations météo de modèle TP2700WC de Tycon Power Systems, Bluffdale, Utah, États-Unis, montrées à la Figure 15 ont été installées autour de celui-ci. La forme atypique du lac, la végétation riveraine ainsi que les terrains élevés près du lac peuvent faire varier de façon appréciable le comportement du vent à sa surface. Les mini-stations servent donc dans un premier temps à observer le changement de comportement du vent, et dans un deuxième temps à produire les fichiers d'entrée du modèle. Les stations ont été placées aux endroits marqués sur la Figure 17 en 2015 et 2016. Les données mesurées par ces stations sont : la vitesse et la direction du vent, la température de l'air, l'humidité relative, la pression atmosphérique ainsi que la radiation incidente. Les données sont prises aux dix minutes. La station numéro 1 est installée sur le ponton stationné à Ayer's Cliff et prend des mesures à une hauteur d'environ deux mètres au-dessus de l'eau. La station numéro 2 est située sur la pointe aux bleuets. La pointe aux bleuets est un petit cap rocheux dont le sommet se trouve à quelques mètres au-dessus de la surface de l'eau. La pointe se trouve aussi à la rencontre des deux axes majeurs du

lac. C'est alors une excellente position pour y mesurer le vent. La station 2 est installée sur un poteau d'environ deux mètres, elle est alors à près de huit mètres au-dessus de l'eau. La station numéro 3 est installée sur un poteau de la même taille, directement sur la rive à la pointe de North Hatley. Pour la station 3, une grande quantité de végétation se trouve dans les environs, ce qui peut interférer avec les mesures.

À quelques reprises au cours de l'étude, des données ont été perdues sur certaines stations. Souvent un appareil d'une station, par exemple le capteur de température pouvait arrêter de fonctionner pour une durée de temps allant de quelques heures à plusieurs jours. La raison de cela demeure inconnue. Aussi, lors du transfert des données d'une station à un ordinateur, les données étaient stockées dans un fichier caché qui ne s'effaçait jamais. Cela est utile si une seule station est utilisée puisque le logiciel se rappelle alors des données météorologiques antérieures. Par contre, dans notre cas, trois stations étaient utilisées, et aucune différence n'était faite entre les stations. Les données étaient alors mélangées entre chaque station, et il était impossible de déterminer quelle donnée provenait de quelle station. Ce problème a pu être corrigé, mais beaucoup de données avaient déjà été perdues. Une comparaison est faite entre les données des stations mises autour du lac et la station de Sherbrooke à la Figure 16.



Figure 15 : Station météorologique installée autour du lac Massawippi.

Observons les différences entre les données météorologiques mesurées par la station de Sherbrooke et la station située sur la pointe aux bleuets (station numéro 2) pour justifier l'utilisation de la station de Sherbrooke. La Figure 16 compare les données de vent recueillies au lac Massawippi par la station 2 et la station de Sherbrooke pour les mois de septembre à novembre 2016. Quelques jours étaient manquants dans les mesures de la station 2. La longueur des barres de couleur indique la fréquence pour laquelle le vent provenait de cette direction tandis que sa couleur indique sa force. Pour plus d'information, consulter (USGS, 2013).

Selon ces données, la direction du vent est très différente entre les deux stations. Le vent provient près de 25 % du temps de l'ouest pour la station de Sherbrooke, ce qui n'est pas le cas selon la station située au lac Massawippi qui montre un vent provenant du sud pour 35 % du temps, et peu de l'ouest. Une autre grande différence se trouve dans les vitesses. Les vitesses mesurées par la station du lac Massawippi sont régulièrement inférieures à 2 m/s, ce qui est très inférieur à celles mesurées par la station de Sherbrooke, qui elle atteint presque toujours des vitesses supérieures à 2 m/s. Tel que mentionné plus haut, la grande quantité de végétation entourant le lac peut avoir un effet considérable sur la vitesse du vent dans ces régions, là où les stations sont installées. La différence en direction quant à elle peut être expliquée par la présence de multiples montagnes et collines autour du lac jouant le rôle d'obstacles et créant de la circulation. En moyenne, sur la même période, la température de l'air était plus chaude de près de 2°C pour la station installée sur le lac Massawippi. Finalement, les rayons solaires incidents simulés étaient trois fois plus grands que ceux mesurés, puisque la simulation ne prend pas en considération la présence de nuages.

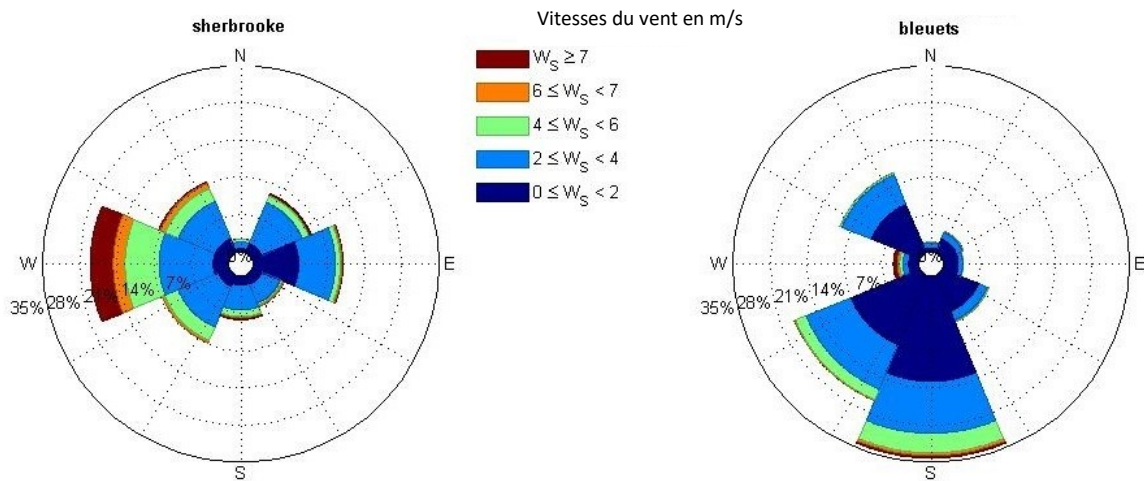


Figure 16 : Vents moyens mesurés à la station Sherbrooke et à la station bleuets entre les mois de septembre et novembre 2016.

Malgré ces différences entre la station au lac Massawippi et la station de Sherbrooke, les données de la station de Sherbrooke ont été utilisées pour l'étude, et ce, pour les raisons qui suivent. Suite à la perte de données due au mélange des mesures des stations, les premières données disponibles sont en septembre 2016. Or, le modèle est calibré à partir de profils de température du mois de juin et validé à partir de profils de température des mois d'août, septembre et octobre 2016. Utiliser les données des stations au lac Massawippi enlèverait la possibilité d'utiliser les profils du mois de juin et août pour la calibration et la validation. De plus, des mesures d'atrazine de 2014 provenant d'une étude précédente ont été utilisées afin d'étudier la dynamique de l'atrazine. Or, les stations du lac Massawippi n'étaient pas installées à cette date, ce qui oblige l'utilisation de la station de Sherbrooke en 2014. Pour ces raisons, seule la station de Sherbrooke a été utilisée.

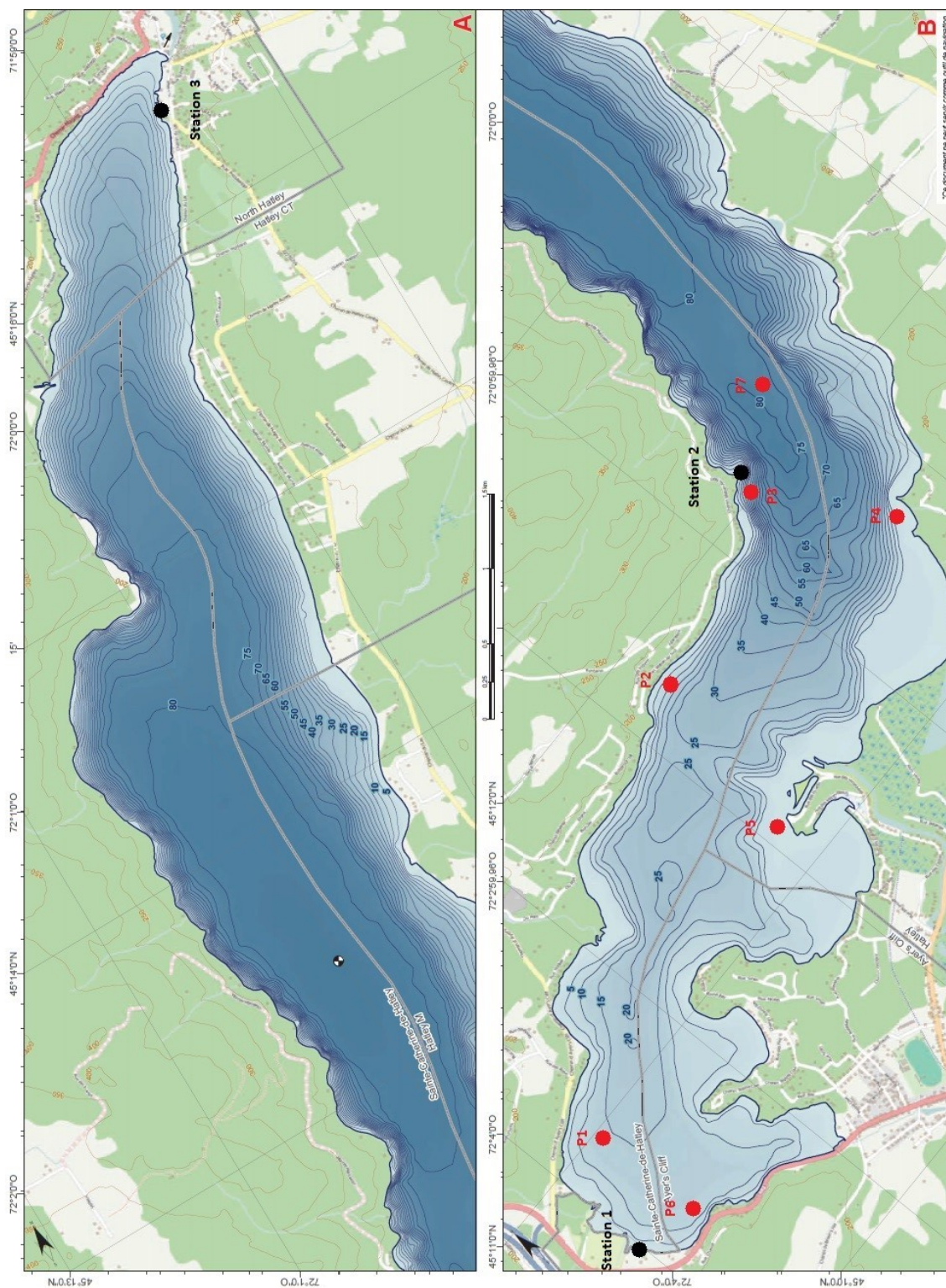


Figure 17 : Bathymétrie du lac Massawippi avec les positions des stations météorologiques (points noirs) et des points d'échantillonnage et de mesure (points rouges).

4.2 ADCP

L'acronyme ADCP signifie « Acoustic Doppler Current Profiler », c'est-à-dire profileur acoustique de courants à effet Doppler. C'est donc un appareil qui utilise l'effet Doppler appliqué sur des ondes acoustiques pour créer un profil de la vitesse de l'eau. L'appareil utilisé dans cette étude est le RiverSurveyor M9 de Sontek situé à San Diego, Californie, États-Unis, composé d'un ensemble de quatre faisceaux à 1 MHz, un ensemble de quatre faisceaux à 3 MHz, ainsi qu'un faisceau vertical à 0.5 MHz. Le faisceau vertical a une portée de 80 m, et les autres faisceaux, une portée de 40 m. Les données de vitesses mesurées sont disposées en cellules de tailles prédéterminées allant de $Z = 0.02$ m à $Z = 4$ m. Le logiciel prend lui-même la décision de la taille des cellules en se basant sur la profondeur du fond, le choix n'est pas laissé à l'utilisateur et est refait à chaque seconde. Jusqu'à 128 cellules sont disponibles chaque seconde. La précision sur la profondeur est de ± 0.02 m, et la précision stipulée par le fournisseur sur la vitesse peut aller jusqu'à $\pm 0.25 \% \pm 0.002$ m/s. L'appareil a été monté sur une planche flottante accrochée par deux cordes à une tige horizontale située à l'avant du ponton, comme montré à la Figure 18. Lors de la prise de mesures, le ponton était immobilisé à l'aide d'une à deux ancras. L'ADCP est libre de bouger dans tous les sens et tous les angles, ce qui peut affecter les données lorsqu'il y a présence de vagues, même si l'appareil a des détecteurs d'inclinaison pour compenser ces mouvements. Pour limiter davantage les mouvements de l'ADCP, une deuxième méthode de mesure a été employée où l'appareil a été installé sur un trépied déposé au fond de l'eau. L'avantage est que l'appareil est immobile. Cependant, la longueur du câble reliant l'ADCP à l'ordinateur est de 10 m, ce qui limite beaucoup les endroits où les mesures sont possibles. Aussi, l'angle du fond où l'appareil est déposé affecte directement l'angle de l'appareil, il faut alors un fond assez plat, ce qui est rare dans le lac Massawippi. Les mesures à l'ADCP ont été prises lors de l'été 2016. Malheureusement, les mesures de vitesses d'écoulement faites à l'ADCP n'ont pas pu être utilisées puisque le rapport signal/bruit était trop petit. Pour plus d'information sur le sujet, se référer à l'annexe B.



Figure 18 : Installation de l'ADCP en surface grâce à une planche flottante à l'avant du ponton. La planche fait environ 1.5m x 0.8m et est attachée sur une perche qui dépasse le devant du ponton d'environ 2m.

4.3 GPS

Pour connaître la position de l'ADCP sur l'eau, deux GPS GS15 de Leica Geosystems installé à Balgach en Suisse ont été utilisés de concert. Ces GPS permettent une précision de l'ordre du centimètre lorsqu'ils sont en mode *Real Time Kinematics* (RTK). Pour obtenir ce mode, un des deux GPS doit être installé sur l'appareil de mesure, et l'autre doit être stationnaire sur la rive comme montré à la Figure 19. Le GPS sur la rive permet alors de faire des corrections et d'améliorer la précision. Il doit être installé le plus haut possible et être le moins couvert possible. Celui sur l'appareil a dû être installé sur le bateau et non sur la planche flottante pour être certain de ne jamais le submerger lors de la présence de grandes vagues.



Figure 19 : GPS RTK installés sur le bateau et sur la rive

4.4 Sonde de température

Une sonde multi paramètres EXO1 de YSI installé à Yellow springs, Ohio, États-Unis a été utilisée pour mesurer des profils de température. Elle utilise un résistor dont la résistance est connue en fonction de la température pour calculer la température de l'eau dans laquelle il est plongé. La sonde est attachée à un câble d'une trentaine de mètres. La profondeur de la sonde est écrite sur le câble par incrément de 1 m. Les points de mesures sont montrés sur la Figure 17. Ces profils peuvent alors être utilisés pour la calibration, ainsi que la validation du modèle. En tout, 11 profils de température ont été pris entre les mois de mai et juillet 2016.

5 Modèle

Dans cette section, le modèle final mis en œuvre dans Delft3D sera expliqué en détail, ainsi que les raisons derrière chaque valeur choisie. Pour une explication courte de Delft3D, voir l'annexe C.

5.1 Maille

La grille horizontale choisie est une grille orthogonale, comme montré à la Figure 20. Tel que spécifié dans la revue de littérature à la Figure 4, les grilles orthogonales sont très faciles à utiliser, mais représentent moins bien les frontières. Elle a tout de même été choisie, car la forme atypique du lac rend difficile l'utilisation d'une grille curviligne, et la grille non structurée n'est pas encore disponible pour la version gratuite de Delft3D. La taille des cellules est constante dans tout l'espace et est de $30 \text{ m} \times 30 \text{ m}$. Pour choisir cette taille de cellule, la méthode de GCI expliquée dans la section revue de littérature, sous la Figure 4, à partir de l'équation (2.13) a été utilisée. Les tailles de grille choisies sont de $30 \text{ m} \times 30 \text{ m}$ pour la plus fine, $60 \text{ m} \times 60 \text{ m}$, et $120 \text{ m} \times 120 \text{ m}$ pour la moins fine. La donnée observée est la température moyenne des dix premiers mètres prise en un point situé environ au milieu du lac, là où la profondeur est grande. Les trois valeurs de température sont : $T_{30} = 13.769^\circ\text{C}$, $T_{60} = 12.986^\circ\text{C}$, $T_{120} = 12.724^\circ\text{C}$. On a alors un ordre de convergence de $p = 1.23$. Puisque les tailles de grilles sont de 30, 60 et 120 m, l'ordre de convergence théorique est de 2. Le résultat obtenu n'est donc pas optimal. Par contre, cela n'empêche pas d'obtenir un résultat final de 1.0057, ce qui est très près de 1. Selon ce résultat, l'incertitude due à la taille de la grille est de 0.5 %, ce qui est faible. Il a été choisi que la grille de $30 \text{ m} \times 30 \text{ m}$ serait la grille de modélisation due à la grande demande de puissance de calcul que requière une grille plus fine. Une grille plus fine requerrait non seulement de solutionner une bien plus grande quantité de points, mais forcerait aussi à diminuer le pas de temps, ce qui augmenterait de beaucoup le temps de calcul.

La grille verticale choisie est la grille de type Z de 20 couches, comme Chanudet et al., (2012) qui utilise 25 couches de $Z = 1.24 \text{ m}$, ou Rao et al., (2010) qui utilise 21 niveaux de taille $Z = 1 \text{ m}$. La raison principale pour cela est que la grille σ cause beaucoup d'erreurs de diffusion numérique lorsque la bathymétrie est abrupte, ce qui est le cas dans le lac Massawippi. Tel que montré à la Figure 17, la densité de ligne de niveau est très grande près des bords du lac. Une

grille de type Z permet aussi de réduire la charge de calcul aux endroits peu profonds, puisque moins de points y sont présents. Cela n'est pas un problème puisque la thermocline est inexistante à ces endroits dans le lac Massawippi, qui a normalement sa thermocline à plus de 10 m comme montré à la Figure 21. La distribution des points verticaux en fonction de la profondeur est présentée dans le Tableau 1.

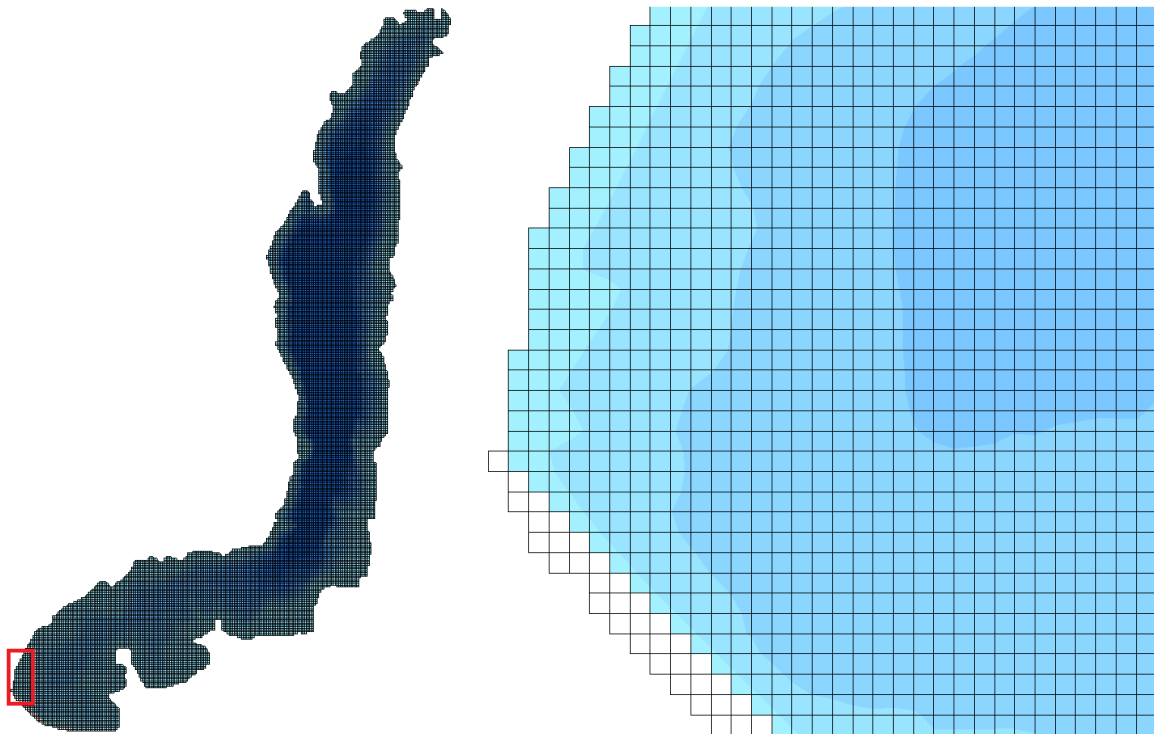


Figure 20 : Grille de modélisation de type orthogonale pour la modélisation horizontale du lac Massawippi.

Tableau 1 : Épaisseur des couches verticales du modèle Delft3D du lac Massawippi

Couche	Épaisseur [m]	Couche	Épaisseur [m]
1	1	11	1
2	1	12	2
3	1	13	2
4	1	14	2
5	1	15	4
6	1	16	10
7	1	17	10
8	1	18	10
9	1	19	20
10	1	20	29

5.2 Conditions initiales et conditions de frontières

Dû à la grandeur du lac Massawippi, il est difficile d'obtenir un portrait exact de l'état initial du lac pour pouvoir débiter les simulations numériques. Ce qui est souvent fait dans les études de modélisation est de lancer le modèle « à froid », c'est-à-dire avec des vitesses nulles et un profil approximatif de température (Dargahi et al., (2011); Rao et al., (2010); Hodges, (2009)). Cette méthode, appelée le *spin-up*, a été utilisée pour la présente étude. Puisque la simulation est lancée au début du mois d'avril, peu de temps après la fonte de la glace de surface, la température a été arbitrairement mise à 4°C, c'est-à-dire la température habituellement minimale au fond d'un lac. Aucun polluant n'est présent dans le lac au départ, ce qui est évidemment faux. Cette concentration nulle a été choisie puisque qu'aucune mesure de polluant n'est disponible pour cette période de l'année. Les données météorologiques recueillies comme la température et le vent sont utilisées comme conditions de frontières. Deux frontières ouvertes sont présentes autour du lac. La première représente la rivière Tomifobia, et la seconde représente la rivière Massawippi. Les débits de la rivière Tomifobia sont la moyenne journalière des débits journaliers mesurés sur celle-ci entre 1990 et 2014. La frontière Massawippi est simplement une frontière de niveau d'eau, où le niveau est constant à 0. Des données de niveau d'eau sont disponibles sur le site internet du MELCC (2019), mais cela n'était pas venu à mon attention.

Le modèle de température choisi est le modèle de flux solaire total, ou le modèle numéro 1 de Delft3D (Hurley, (1977)), dont les équations sont très semblables aux équations de Monismith et al., (2010). Ce modèle utilise la radiation totale pour un ciel clair, la température de l'air et l'humidité relative pour calculer les pertes de chaleur dues à l'évaporation, la convection et les radiations réfléchies. Pour plus d'informations, voir Deltares systems (2014). Pour le vent, seules sa vitesse et sa direction sont requises. La station de Sherbrooke prend aussi toutes ces mesures sauf les radiations solaires, lesquelles ont été simulées par le modèle décrit dans Bird et al., (1981).

5.3 Pas de temps

Le pas de temps a été choisi à 30 secondes. Cette valeur est la valeur la plus grande qui ne mène pas à des erreurs de calcul et qui est un diviseur du pas de temps pour les données météorologiques mesurées, ce qui est une condition qui doit être respectée dans Delft3D. Le prochain pas de temps serait deux fois plus grand, c'est-à-dire une minute, mais ce pas de temps ne peut pas être utilisé puisqu'il est trop grand. Le modèle Delft3D affiche des messages d'erreur qui arrêtent les calculs s'il croit que certains paramètres sont incorrectes. Cela sert à assurer une bonne qualité de modélisation. Or, un de ces messages empêche la modélisation si un pas de temps plus grand est choisi. Si on utilise l'équation de condition CFL (Courant-Friedrichs-Lewy) de Courant et al., (1967) avec une constante $C = 1$, un pas de temps de $\Delta t = 30$ s et une distance entre chaque cellule de grille de $\Delta x = 30$ m, on obtient une vitesse de $u_x = \frac{C\Delta x}{\Delta t} = 1$ m/s, ce qui est une vitesse raisonnable pour un lac. Ces valeurs sont comparables à l'étude de Razmi et al., (2013), où un pas de temps d'une minute est utilisé avec une maille de 40 m à son plus petit. Le même ordre de grandeur se retrouve dans Chanudet et al., (2012), où un pas de temps d'une minute est utilisé avec une maille de 150 m.

5.4 Choix des paramètres physiques et calibration

Une analyse de sensibilité a été faite à l'aide de trois profils de température mesurés le 1^{er} juin 2016 à trois endroits différents. Un *spin-up* de plus de deux semaines a été fait à partir de valeurs

de vitesses nulles, et d'une température homogène de 4°C, débutant le 1^{er} mai. Pour ce *spin-up*, les paramètres originaux de Delft3D ont été utilisés. Le résultat de ce *spin-up* a ensuite été utilisé pour lancer un grand nombre de simulations d'une durée de 12 jours en variant les paramètres. En tout, la simulation durait donc un mois, ce qui est suffisamment long comme *spin-up* selon Razmi et al., (2013) pour une simulation hydrodynamique. Les paramètres variés sont le coefficient de friction du vent, le coefficient de Manning du fond ainsi que les viscosités et diffusivités turbulentes horizontales et verticales de fond. Les valeurs utilisées ainsi que les résultats sont présentés dans le Tableau 2. Les profils ont été divisés en trois, c'est-à-dire la surface (0 – 6 m), la thermocline ou le milieu (7 – 15 m), et le fond (16 m +). Une moyenne a alors été faite sur les trois profils pour mesurer l'impact du paramètre. Les paramètres ont d'abord été mis à des valeurs par défaut ou raisonnables selon la littérature, et ensuite augmentés de 50 %. Selon Chanudet et al., (2012), le paramètre ayant le plus grand effet sur le profil de température est la viscosité verticale.

Tableau 2 : Différences de température à trois profondeurs causées par la variation des paramètres.

Paramètre	Valeurs	Unités	ΔT		
			Surface	Thermocline	Fond
Coefficient de trainée du vent C_D	(0.63, 7.23 - 0.95, 10.84)·10 ⁻³	-	-0.18	1.34	0.07
Coefficient de Manning n	0.035 - 0.05	1/m ^{1/3} /s	-0.07	-0.14	-0.01
Viscosité horizontale de fond ν_H^{back}	2.5 - 3.75	kg/m/s	-0.11	-0.42	-0.06
Diffusivité horizontale de fond D_H^{back}	2.5 - 3.75	m ² /s	-0.1	0.26	0.04
Viscosité verticale de fond ν_V^{back}	0 - 2.5	kg/m/s	-4.19	-2.09	-0.22
Diffusivité verticale de fond D_V^{back}	0 - 2.5	m ² /s	-11.76	-1.61	2.21

Variation du coefficient de Manning n , la viscosité turbulente horizontale ν_H^{back} [kg/m/ s] et la diffusivité turbulente horizontale D_H^{back} [m²/s] affecte très peu les températures avec une variation maximale de -0.42°C. Le coefficient de trainée du vent C_D varie de plus d'un degré la température de la thermocline, mais varie très peu la surface et le fond. Par contre, la viscosité turbulente verticale ν_V^{back} [kg/m/ s] et la diffusivité turbulente verticale D_V^{back} varient la température de 0.22°C à 11.76°C dans les trois régions. Pour les cas où les variations de

températures sont grandes, cela peut être dû au fait que les valeurs arbitraires choisies sont trop grandes et que leur effet est beaucoup plus fort que celui de leur homologue horizontal. Avec une diffusivité verticale de 2.5, la colonne d'eau a une température parfaitement homogène, ce qui indique effectivement que la valeur est trop élevée. Pour mieux mesurer l'effet de ν_V^{back} [kg/m/ s] et D_V^{back} [m²/s], 16 simulations ont été faites en variant ces deux paramètres entre les valeurs $0.0001 < \nu_V^{back} < 0.075$ et $0.000015 < D_V^{back} < 0.0001$. Il était alors attendu que la calibration de ces paramètres était essentielle à l'obtention d'un modèle fidèle à la réalité, puisque ces paramètres avaient le plus grand impact sur la forme de la thermocline. Après ces 16 simulations, les résultats n'étaient pas satisfaisants.

Le coefficient de friction de l'air C_D a été utilisé pour corriger la forme des profils de température, au détriment des paramètres ν_V^{back} et D_V^{back} . Une dizaine de valeurs ont été simulées entre $0.0001 < C_D < 0.003$, et une valeur constante de 0.002 m/s a été retenue, ce qui est comparable à Chanudet et al., (2012) qui a une valeur de $C_D = 0.0005$ m/s. Cette étude et l'étude de Chanudet et al., (2012) sont faites dans des conditions très différentes, il est alors normal qu'elles aient une différence. À ce stade, la forme des profils est bonne, mais les profils sont généralement plus chauds de quelques degrés Celsius que les profils expérimentaux. Pour éliminer cet écart, un paramètre permettant de simuler la présence de nuages a été utilisé et quelques simulations ont été faites avec des valeurs entre 0% et 100%. Une couverture nuageuse constante de 50% a été appliquée. Les valeurs de paramètres pour cette simulation sont: l'accélération gravitationnelle $g = 9.81$ m/s², la densité de l'eau $\rho_e = 1000$ kg/m³, la densité de l'air $\rho_a = 1$ kg/m³ et la longueur d'Ozmidov est de 0 m. Le coefficient de Manning est de $n = 0.025$, comme Chanudet et al., (2012). La viscosité et la diffusivité horizontales ont chacune une valeur de 2.5 m²/s, comme Chanudet et al., (2012). Les données météorologiques utilisées pour la calibration ont été mesurées par la station de la ville de Sherbrooke.

5.5 Validation

Pour valider ces paramètres ainsi que le modèle en général, une simulation de l'année 2016 a été réalisée du 1^{er} avril au 6 octobre 2016. Les mesures disponibles pour la validation sont un profil de température pris le 4 août 2016, un profil de température pris le 29 septembre 2016 et un profil de température pris le 6 octobre 2016 (Figure 21), ainsi que cinq autres profils de température pris le 6 octobre 2016 (Figure 22). Ces profils sont comparés avec les profils du modèle pris la même date et au même endroit à la Figure 21 et à la Figure 22. Il était aussi prévu d'utiliser des mesures d'ADCP pour la calibration ainsi que la validation, mais l'appareil avait un rapport signal/bruit trop faible. Pour plus d'information sur le sujet, se référer à l'annexe B.

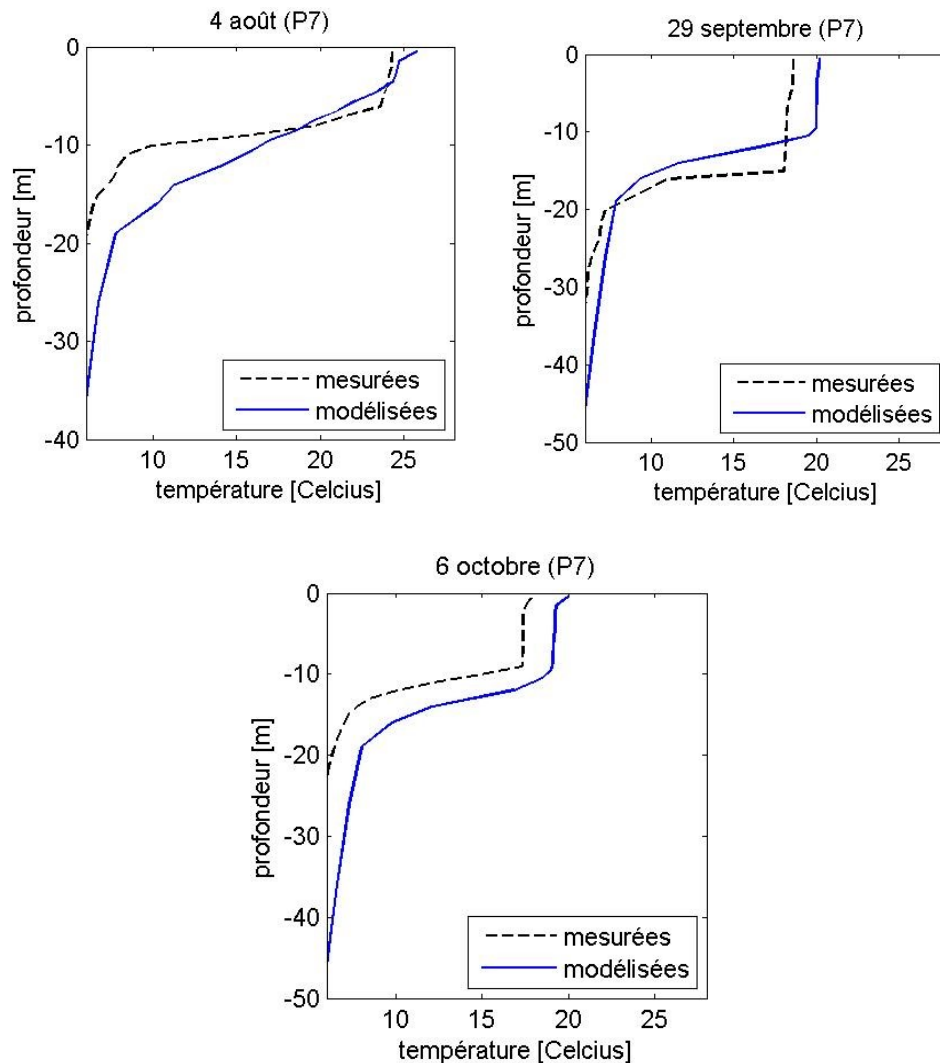


Figure 21 : Profils de températures mesurés et modélisés dans l'année 2016. La position (P7) de ces mesures se retrouve à la Figure 17..

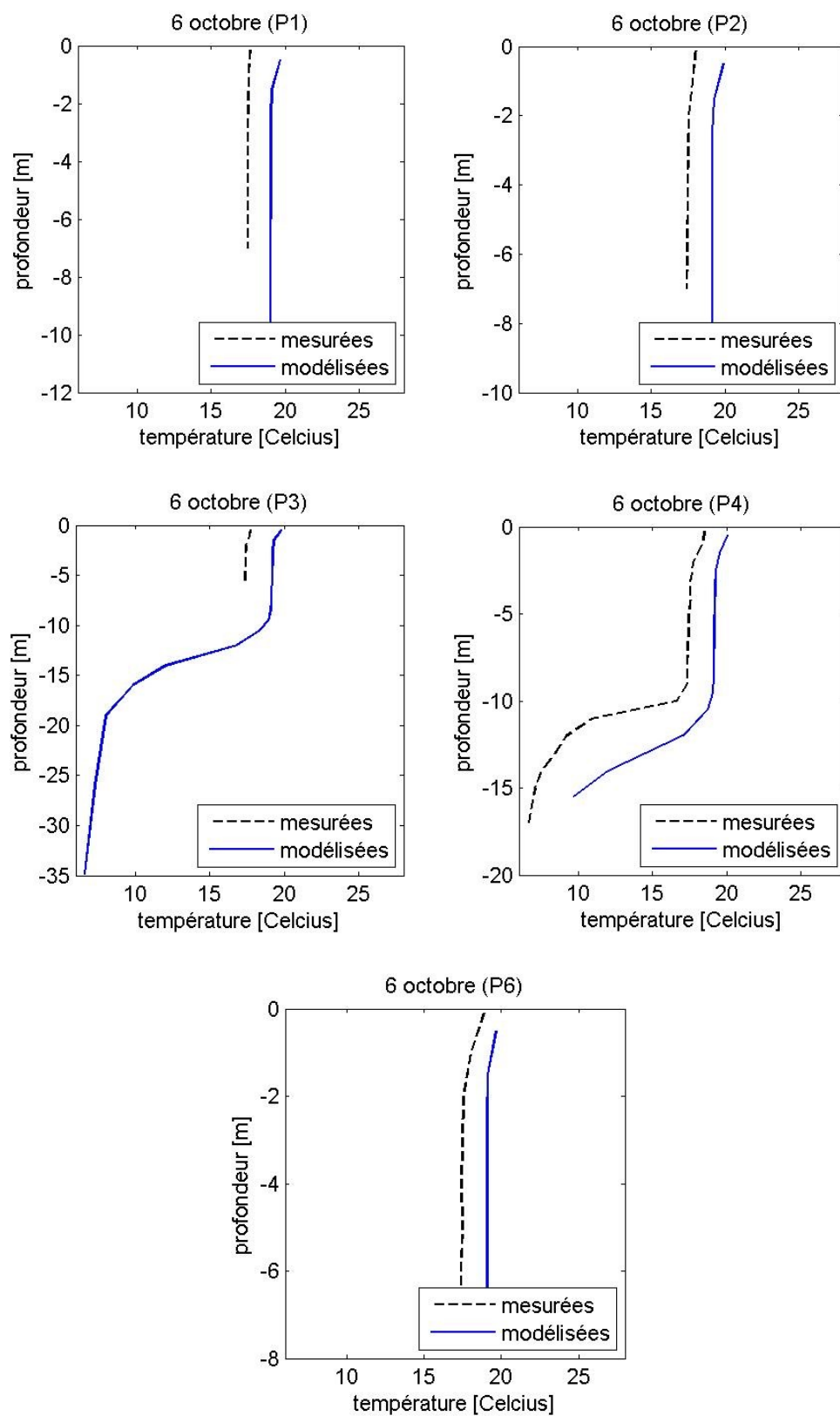


Figure 22 : Profils de température mesurés et modélisés pour la validation en 2016. La position des points sont notés par les indices P1-P6, trouvés à la Figure 17.

La thermocline modélisée du 4 août prend une grande profondeur pour varier de température comparativement à d'autres dates. Cela semble être passager puisque à cette même position sur le lac, quelques jours avant ou après le 4 août, une thermocline plus abrupte est présente. Pourtant, aucun vent d'une vitesse supérieure à 3.6 m/s est présent autour de cette date. Le reste du profil est trop chaud avec un maximum de différence de température de près de 5°C à 15 m de profondeur. Pour le 29 septembre, la thermocline modélisée débute à une profondeur d'environ 10 m et se termine vers 13 m de profondeur, ce qui se rapproche de la thermocline mesurée qui débute à environ 15 m et se termine à 16 m. La température est trop élevée d'environ 2°C dans l'épilimnion et de moins de 1°C dans l'hypolimnion. Le profil P7 de la Figure 21 montre encore une bonne ressemblance entre les mesures et le modèle. La température du modèle est supérieure de 2°C dans l'épilimnion. La forme de la thermocline est très semblable et la température dans l'hypolimnion diffère de 2°C. Les profils P1, P2, P3 et P6 montrés à la Figure 22 ont tous été pris à des endroits peu profonds, là où il n'y a pas de thermocline. Ils sont tous très semblables avec une différence de température de 1.5°C à 2°C, le modèle étant toujours plus chaud. Le profil P3 a une profondeur de 35 m pour le modèle, ce qui n'est pas le cas pour les mesures qui ont une profondeur de 5 m. La bathymétrie du lac Massawippi est très abrupte, et la grille du modèle a une taille de 30 m. Il n'est donc pas surprenant qu'une aussi grande différence de profondeur puisse survenir (voir la variation abrupte de la bathymétrie à la Figure 17). Le profil modélisé P4 montre une tendance similaire avec le profil mesuré, avec encore une différence de température dans l'épilimnion de moins de 2°C. La thermocline simulée est moins abrupte que la thermocline mesurée. On en conclut que le modèle est plus chaud de 1.5°C à 2°C, mais il réussit à reproduire la forme et la profondeur de la thermocline avec une bonne fiabilité. Puisque cette étude ne porte pas sur un organisme vivant dont le comportement dépend fortement de la température exacte, le modèle est considéré acceptable pour notre étude.

6 Résultats et discussion

Dans cette section, le modèle a été utilisé pour simuler l'année 2014 du 1^{er} avril au 31 décembre. La simulation débute avec des vitesses nulles et une température uniforme de 4°C. Pour simuler les débits de la rivière Tomifobia, des mesures journalières du débit prises par un collègue à l'aide d'une station hydrométrique lors d'une étude antérieure ont été utilisées (Ste-Marie, 2016). Aussi, 22 mesures d'atrazine prises dans le cadre de cette même étude près de l'embouchure de la rivière Tomifobia entre le 22 mai 2014 et le 26 novembre 2014 ont été utilisées pour calculer des moyennes mensuelles de concentration d'atrazine dans la rivière. Ces données sont montrées au Tableau 3. Selon le MDDELCC, (2018d), ces quantités sont bien en dessous des normes de qualité d'eau qui prévoient des effets chroniques sur la faune à partir d'une concentration de 1.8 µg/l.

Tableau 3 : Moyennes journalières des débits et quantités d'atrazine présentes dans la rivière Tomifobia pour la simulation de l'année 2014.

Mois	Débit [m ³ /s]	Atrazine [ng/l]
Janvier	10.50	0
Février	2.93	0
Mars	3.26	0
Avril	37.62	0
Mai	16.62	1
Juin	6.67	114.9
Juillet	4.11	98.4
Août	2.47	10
Septembre	1.55	2.5
Octobre	4.50	4.1
Novembre	5.34	126.7
Décembre	11.52	0

6.1 Résultats du modèle Delft3D

Dans cette sous-section, les résultats de la simulation de l'année 2014 seront discutés et analysés à l'aide de figures de concentration d'atrazine, de figures de vitesses d'écoulement dans le lac et de figures de roses des vents pour mieux comprendre la dynamique de l'atrazine dans le lac Massawippi. Les résultats sont séparés par mois, et le mois de juillet est analysé en détail.

Tel que discuté dans la section théorie, les lacs situés dans les régions tempérées suivent un patron de mélange et de stratification bien défini montré à la Figure 1. Ce patron de mélange et de stratification s'observe très clairement à la Figure 23, ainsi qu'à la Figure 36 de l'annexe D où les profils d'atrazine et de température sont presque uniformes dans les mois de novembre et décembre. Par contre, un fort gradient est présent entre les mois de juin à septembre 2014, où il y a probablement peu de mélange entre l'épilimnion et l'hypolimnion. Entre les mois de juin et septembre 2014, la température à la surface est entre 21°C et 26°C, la température à 25 m se trouve entre 7°C et 8°C, et le début de la thermocline se situe à environ 7 m de profondeur en juin et juillet, 8 m en août et 10 m en septembre. Dans les mois d'octobre, novembre et décembre, la température à la surface chute à 17°C, 10°C et 6°C, respectivement. Au mois d'octobre, la température sous la thermocline augmente de quelques degrés, montrant l'approfondissement du début de la thermocline à près de 14 m, comme prévu par la théorie. Au mois de novembre, la stratification en température est complètement disparue, avec une température moyenne de 9°C. Ce comportement de température est très semblable au comportement observé dans l'étude de Müller et al., (1997). La différence majeure entre l'étude du lac Massawippi et l'étude de Müller et al., (1997) est que l'atrazine est beaucoup plus concentrée dans son cas. Des concentrations d'atrazine (C_A) aussi grandes que $C_A = 359$ ng/l ont été mesurées lors de l'année 1991 dans le lac Greifensee. Une autre différence est la présence d'atrazine à des profondeurs plus grandes que la thermocline. Il serait intéressant d'observer si ce phénomène se produit dans le lac Massawippi si une modélisation continue est faite sur plusieurs années.

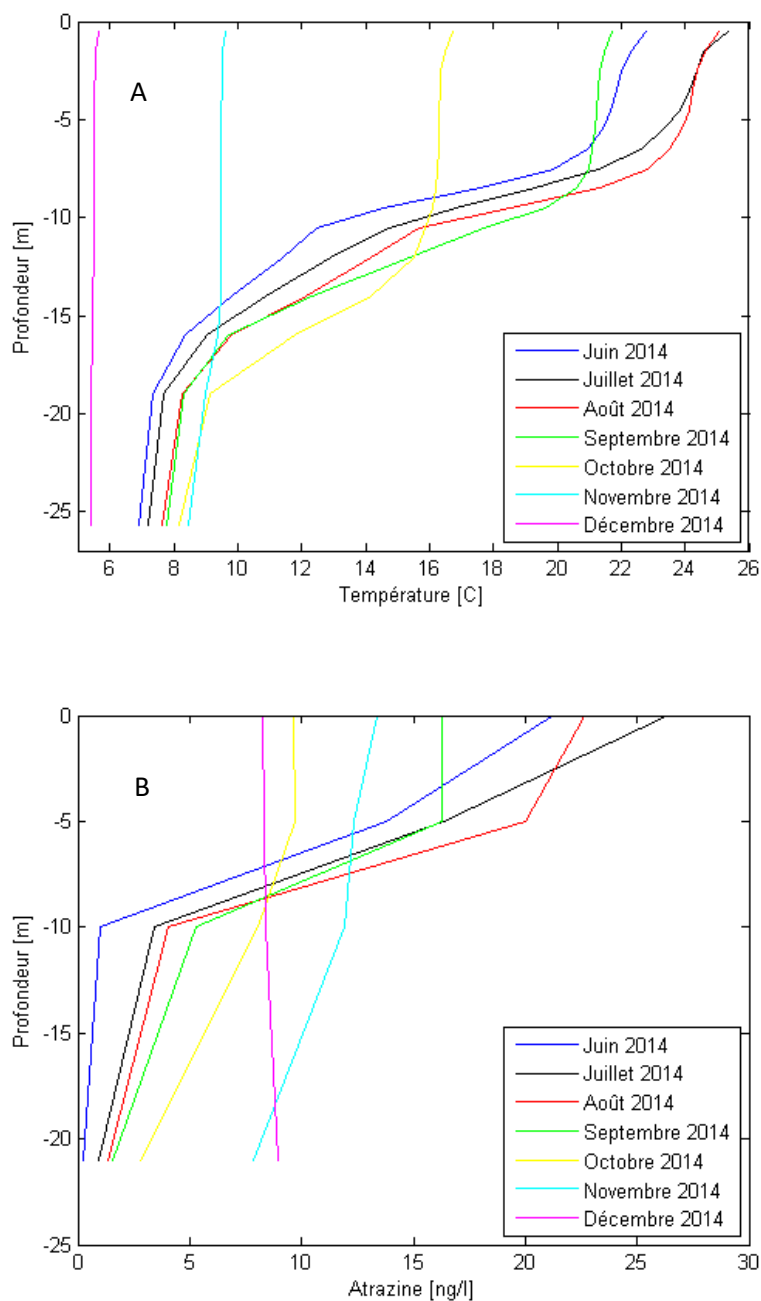


Figure 23 : Profils de A) température moyenne et B) d'atrazine près du point (x=4000 m, y=2000 m) pour chaque mois modélisé de l'année 2014 (voir Figure 24 pour une carte avec coordonnées utilisées).

La distribution spatiale d'atrazine modélisée dans le lac au mois de juin 2014 est présentée dans la Figure 24A. La figure de concentration d'atrazine telle que la Figure 24A montre la concentration moyenne de l'atrazine dans les dix premiers mètres de la colonne d'eau, car l'atrazine se tient en grande majorité dans les dix premiers mètres d'eau au cours du mois (voir

Figure 23B), à cause de la force de la thermocline qui empêche le transfert entre l'épilimnion et l'hypolimnion. Au mois de juin 2014, une grande quantité d'atrazine ($C_A = 114.9$ ng/l, $Q_{moy} = 6.67$ m³/s) fait son entrée par la rivière Tomifobia située au point ($x = 3200$ m, $y = 1500$ m) à la Figure 24A. Cela indique les premières grosses pluies depuis l'épandage de l'atrazine qui se fait au printemps pour contrôler les mauvaises herbes (MDDELCC, 2002). Selon le modèle, au cours du mois de juin, l'atrazine se disperse sur une distance d'environ 5 km autour du point d'entrée de la rivière Tomifobia. Les plus grandes concentrations se situant entre $20 < C_A < 30$ ng/l se trouvent le long de la côte sud-est près du point ($x = 4000$ m, $y = 2000$ m). Le gyre situé à $x = 3000$ m, $y = 2000$ m sur la Figure 24C est probablement responsable de cette dispersion. Il permet aussi à l'atrazine d'atteindre la rive nord en face de la rivière Tomifobia, autour du point ($x = 3000$ m, $y = 3000$ m). Pour créer ces figures, les vitesses de l'eau sont utilisées pour simuler le déplacement de particules s'y trouvant. Les particules simulées sont distribuées de manière homogène sur la surface. Donc si une grande densité de ligne apparaît, cela indique qu'une grande quantité de particules passe par cet endroit. L'atrazine semble se concentrer légèrement davantage sur les bords du lac, comme par exemple directement à l'est de la rivière Tomifobia, où des concentrations d'atrazine de $C_A \sim 20$ ng/l sont observées. Selon la Figure 24B, le vent au mois de juin atteint rarement des vitesses au-dessus de 6 m/s, et provient à près de 25 % de l'ouest. Tel que montré à la Figure 14, la profondeur peut varier très rapidement dans le lac Massawippi. Par exemple, autour du point P2 de la Figure 17 la profondeur passe rapidement de 5 m à 25 m en se rapprochant du milieu du lac. Selon la Figure 23A, dans le mois de juin 2014, la concentration d'atrazine dans les cinq premiers mètres est de $C_A \sim 18$ ng/l, et celle dans les cinq mètres suivants est près de $C_A \sim 7$ ng/l. Dans ce cas, observer la moyenne d'atrazine dans les 10 premiers mètres à un endroit où la profondeur totale est de 5 m donne un résultat de $C_A = 18$ ng/l, et observer la moyenne d'atrazine dans les dix premiers mètres à un endroit où la profondeur total est de 10 m donne environ $C_A \sim (18 + 7)/2 \sim 12.5$ ng/l. Cela explique pourquoi il semble y avoir moins d'atrazine au milieu du *transect* situé sur la ligne ($x = 3500$ m, $y = :$). La quantité d'atrazine modélisée dans les cinq premiers mètres de la colonne d'eau est en fait la même, mais puisque la profondeur est plus grande au milieu du *transect*, et que le graphique montre la moyenne d'atrazine sur les dix premiers mètres, la quantité moyenne d'atrazine à cet endroit est moindre.

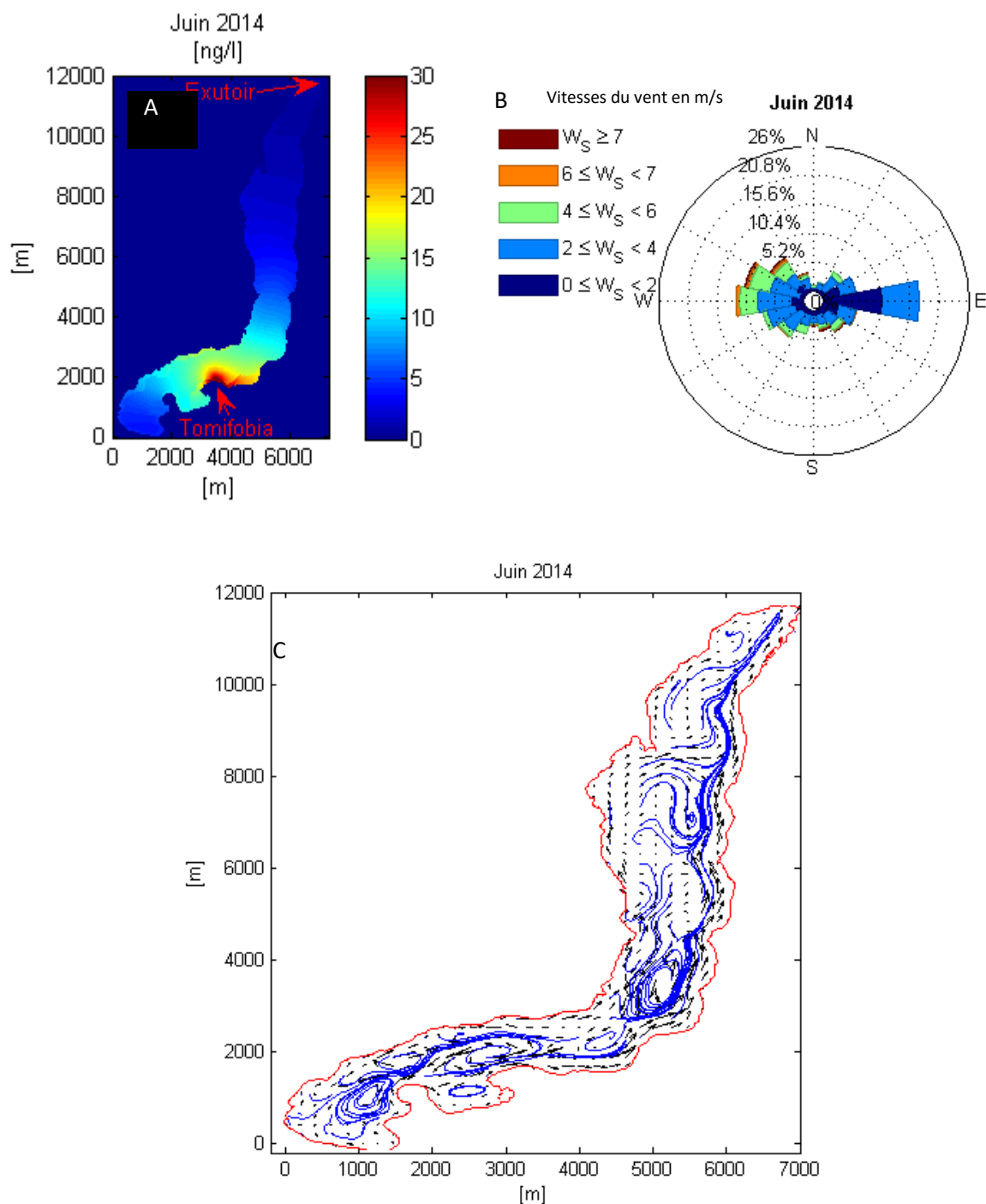


Figure 24 : Distribution spatiales de la moyenne mensuelle modélisée de trois variables : A) d'atrazine, B) de vent et C) de courants dans le lac Massawippi au mois de juin 2014. La longueur des lignes noires représente leur vitesse, et leur direction la direction du courant en ce point. Les lignes bleues sont les trajectoires de particules placées de façon uniforme sur la grille pour une période d'un mois.

Au mois de juillet, l'atrazine s'est répandu partout dans la partie sud du lac, comme montré à la Figure 25A. Le vent provient majoritairement de l'ouest. Trois gyres sont visibles à la Figure 25C qui étaient présents à la Figure 24C ($x = 1000$ m, $y = 1000$ m) ($x = 3000$ m, $y = 2000$ m) ($x = 5000$ m, $y = 3000$ m) et un quatrième et cinquième gyres sont venus s'ajouter aux points ($x = 5500$ m, $y = 9000$ m) et ($x = 6000$ m, $y = 11000$ m). L'augmentation du nombre de gyres peut être due à l'augmentation de la vitesse et de la proportion de vent provenant du sud-ouest. La rivière Tomifobia apporte une concentration d'atrazine de $C_A = 98.5$ ng/l avec un débit moyen de $Q_{moy} = 4.11$ m³/s dans le lac Massawippi. Selon la Figure 25A, l'atrazine se disperse vers North Hatley, particulièrement en longeant le flanc est du lac. Selon le profil d'atrazine à la Figure 23B, la majorité de celle-ci demeure encore en surface dans la partie sud du lac, où les profils de la figure sont pris. Pour plus de profils d'atrazines, voir la Figure 36 de l'annexe D. En moyenne, selon la Figure 25B, des vents forts ayant une vitesse supérieure à $V = 4$ m/s viennent du sud-ouest au cours de ce mois. La grande vitesse de ces vents est ce qui permet d'entretenir les gyres se trouvant aux points ($x = 3000$ m, $y = 2000$ m) et ($x = 5000$ m, $y = 3000$ m). Ces gyres permettent probablement l'envoi d'atrazine le long du flanc est, et aussi à une autre partie de l'atrazine de se déplacer vers l'ouest. Cela implique que la direction du vent risque d'avoir un grand impact sur la dispersion de l'atrazine. Pour mieux comprendre le rôle de ces gyres dans la dispersion de l'atrazine, la Figure 26 montre le comportement de l'atrazine dans les dix premiers mètres à la surface. Entre le premier et le 5 juillet 2014 à la Figure 26A, une concentration d'atrazine $C_A > 25$ ng/l longe la rive est du lac jusqu'au *transect* ($x =$?, $y = 5000$ m). Du 11 au 15 juillet à la Figure 26C, une concentration de $C_A \sim 18$ ng/l a atteint le sud du lac à Ayer's Cliff, et l'atrazine recommence à se propager au nord en utilisant les courants du flanc est du lac créés par les deux gyres centrés aux points ($x = 3000$ m, $y = 2000$ m) et ($x = 5000$ m, $y = 3000$ m). Cela persiste jusqu'à la fin du mois où une petite concentration d'atrazine de $C_A \sim 5$ ng/l a atteint North Hatley à la Figure 26F. Entre le 26 et le 31 juillet, on remarque une grande concentration $C_A > 30$ ng/l d'atrazine à l'exutoire de la Tomifobia. Il faut se rappeler que les débits écrits au Tableau 3 sont les débits moyens pour le mois, mais que les débits utilisés pour la modélisation sont journaliers. Il est donc normal que l'entrée en atrazine varie au cours d'un même mois.

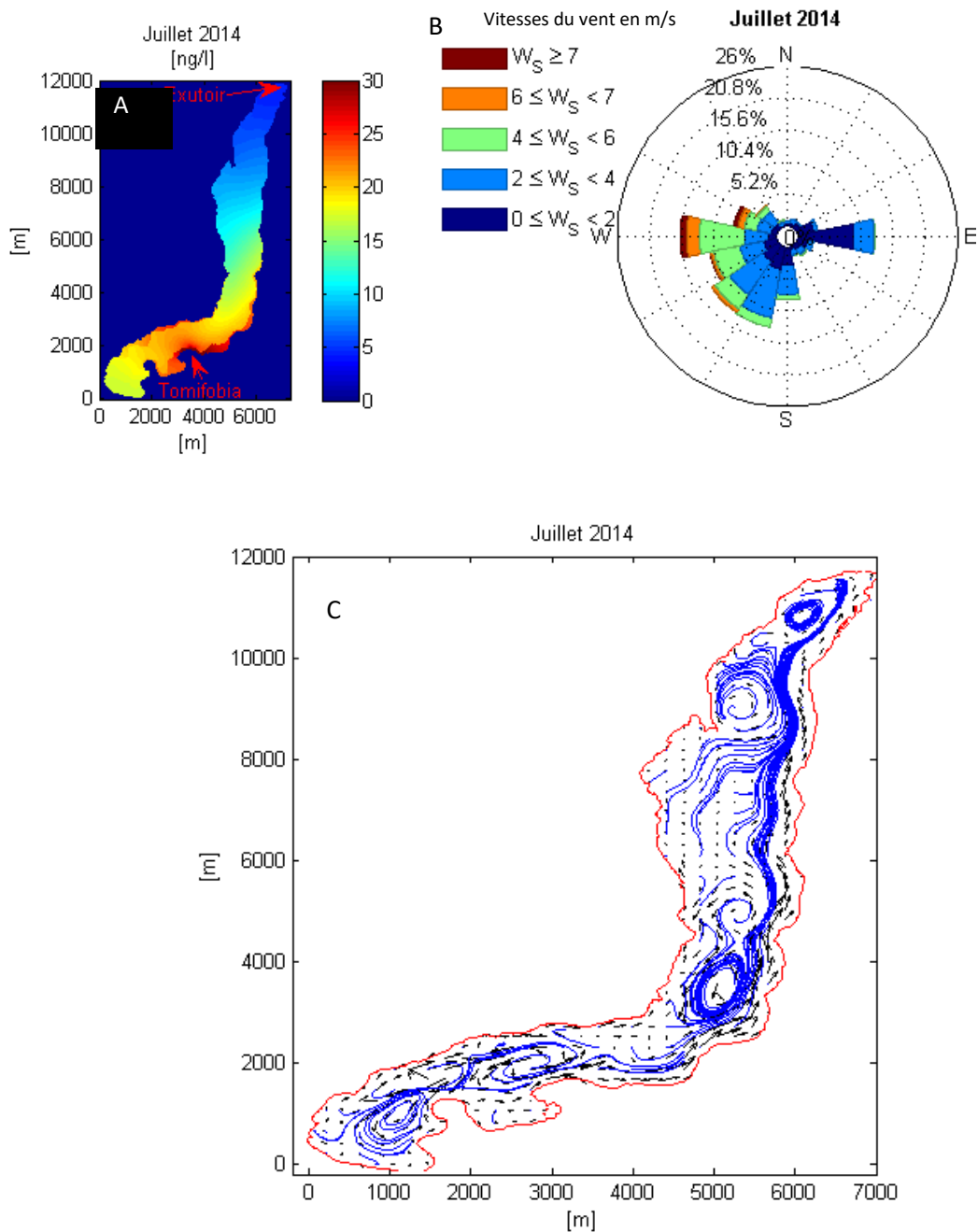


Figure 25 : Distribution spatiales de la moyenne mensuelle modélisée de trois variables : A) d'atrazine, B) de vent et C) de courants dans le lac Massawippi au mois de juillet 2014. La longueur des lignes noires représente leur vitesse, et leur direction la direction du courant en ce point. Les lignes bleues sont les trajectoires de particules placées de façon uniforme sur la grille pour une période d'un mois.

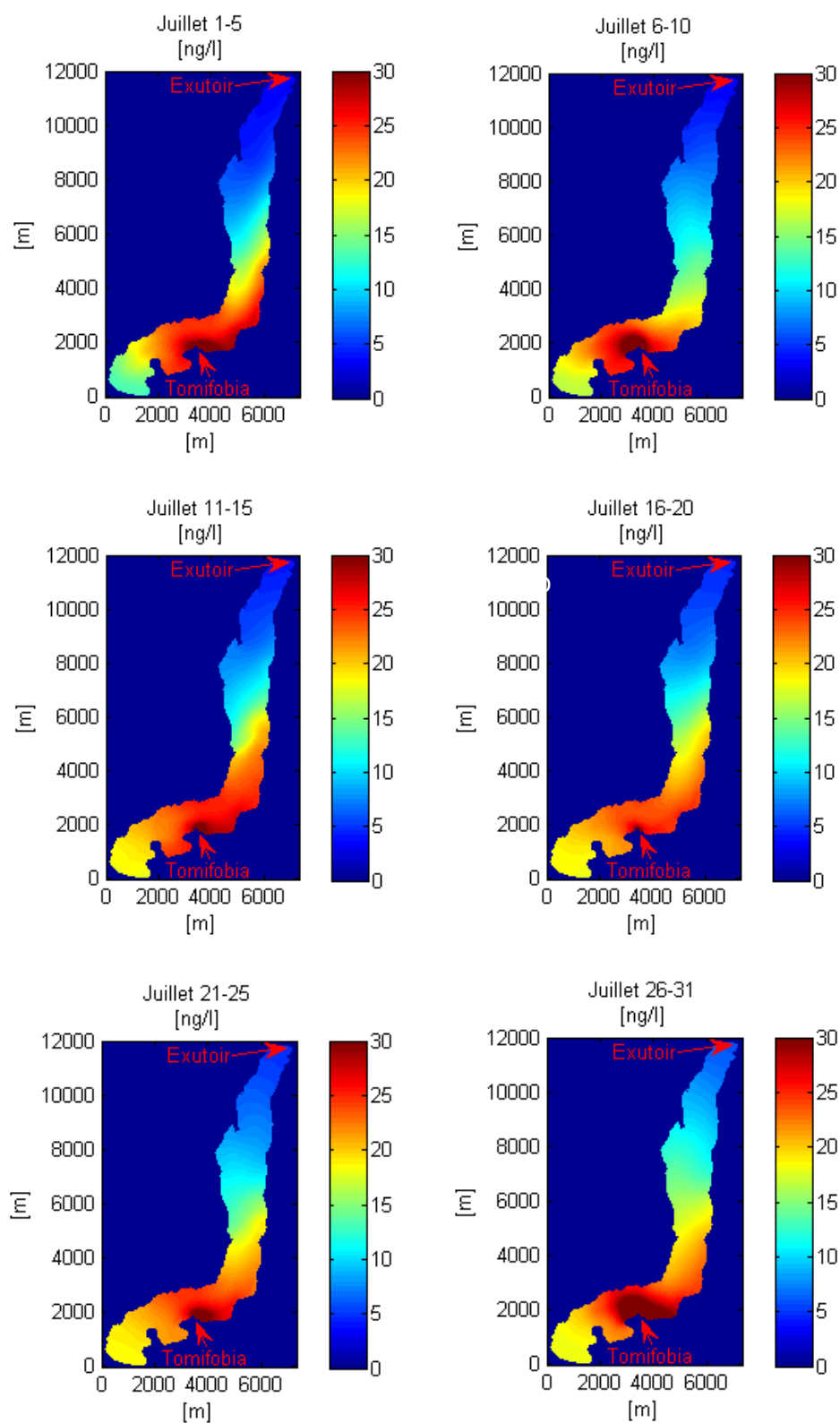


Figure 26 : Concentration d’atrazine modélisée dans le lac Massawippi durant le mois de juillet 2014 séparé en incréments de cinq jours.

Au mois d'août 2014, la concentration présente dans la rivière Tomifobia est de $C_A = 10 \text{ ng/l}$ avec un débit de $Q = 2.4 \text{ m}^3/\text{s}$. Selon les données du MDDELCC, (2002), très peu d'atrazine se retrouve dans les rivières passé la mi-juillet, c'est aussi notre cas. La concentration d'atrazine à North Hatley est $C_A \sim 10 \text{ ng/l}$ selon la Figure 27A, ce qui est semblable à la concentration dans la rivière Tomifobia, et les concentrations les plus grandes se trouvent toujours au sud avec des concentrations dépassant les $C_A = 20 \text{ ng/l}$. La rose des vents à la Figure 27B montre une répartition plus homogène des directions du vent que le mois précédent, ce qui a probablement limité la progression de l'atrazine vers North Hatley. Une grande quantité de vent semble provenir de l'est, mais cela semble être un artéfact de mesure, lorsqu'un vent de vitesse nulle est mesuré, il serait potentiellement mis à l'est. Les gyres à la Figure 27C sont aussi beaucoup moins forts si on se base sur la densité de lignes de courants que le mois précédent, ce qui semble être une conséquence directe du vent qui a des vitesses beaucoup plus faibles se situant en grande majorité sous les 4 m/s . Quatre des cinq gyres présents au mois de juillet sont encore visibles. Au bout sud-ouest, dans la baie de Ayer's Cliff ($x = 1000 \text{ m}$, $y = 1000 \text{ m}$) du lac, on remarque aussi que selon le modèle, une partie de l'atrazine a commencé à descendre dans la colonne d'eau, comme montré à la Figure 23B.

Un vent de l'ouest et du sud refait son apparition au mois de septembre 2014 selon la Figure 28B, atteignant des vitesses plus grandes que $V = 7 \text{ m/s}$. Cela permet probablement au gyre situé au point ($x = 5000 \text{ m}$, $y = 4000 \text{ m}$) sur la Figure 28C de se reformer. On remarque aussi qu'une légère différence de concentration d'environ $C_A = 2 \text{ ng/l}$ se produit dans la concentration de l'atrazine entre les rives est et ouest sur le tronçon situé entre les *transects* ($x = \cdot, y = 4000 \text{ m}$) et ($x = \cdot, y = 8000 \text{ m}$) à la Figure 28A. Encore une fois, l'atrazine est en surface selon la figure 21B, et particulièrement au sud selon la Figure 28A. L'accumulation au sud semble provenir du fait qu'aucun exutoire n'est présent de ce côté du lac, tandis que la rivière Massawippi est présente à l'extrémité nord. La rivière Massawippi permet l'échappement d'atrazine et pourrait limiter l'accumulation.

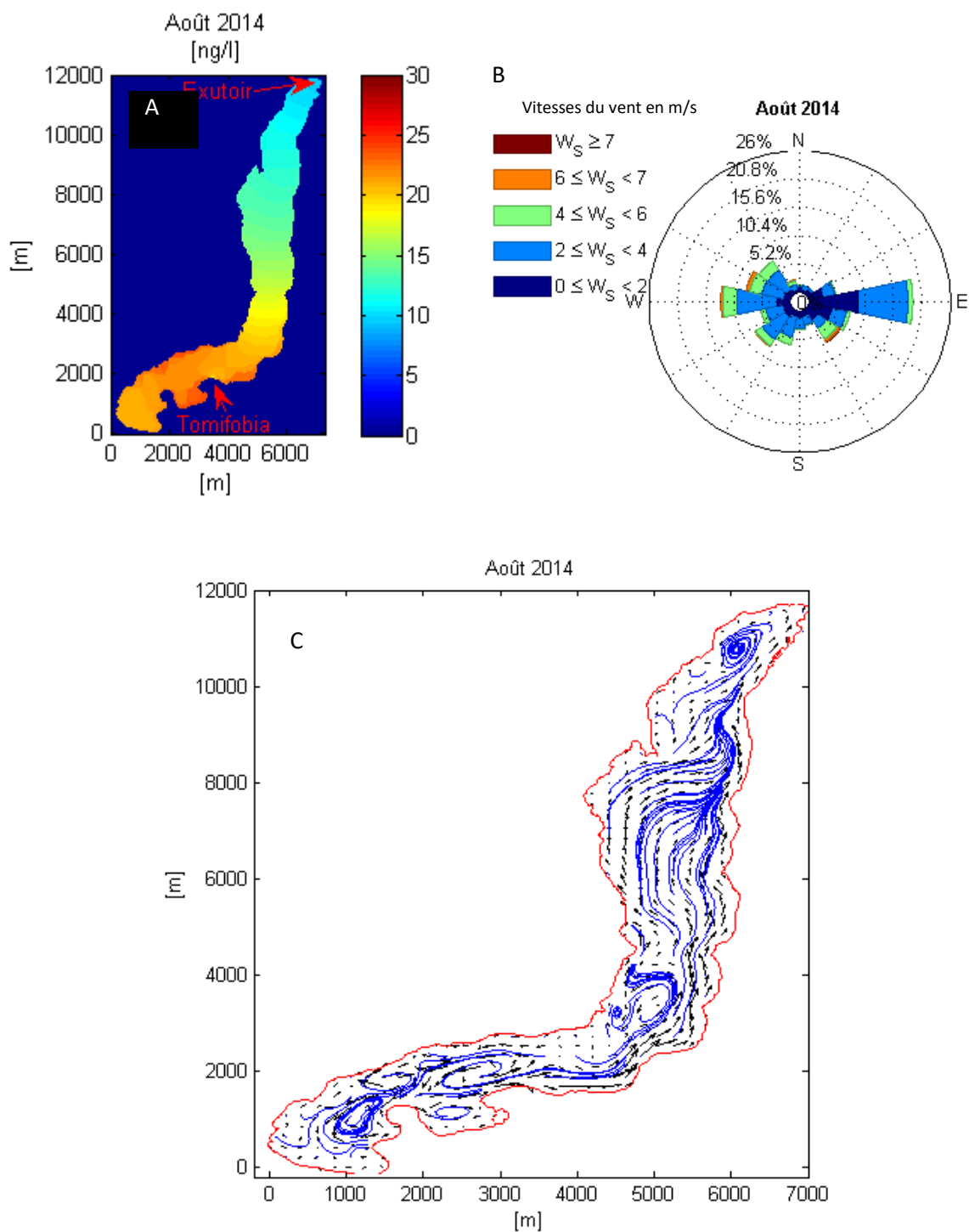


Figure 27 : Distribution spatiales de la moyenne mensuelle modélisée de trois variables : A) d'atrazine, B) de vent et C) de courants dans le lac Massawippi au mois d'août 2014. La longueur des lignes noires représente leur vitesse, et leur direction la direction du courant en ce point. Les lignes bleues sont les trajectoires de particules placées de façon uniforme sur la grille pour une période d'un mois.

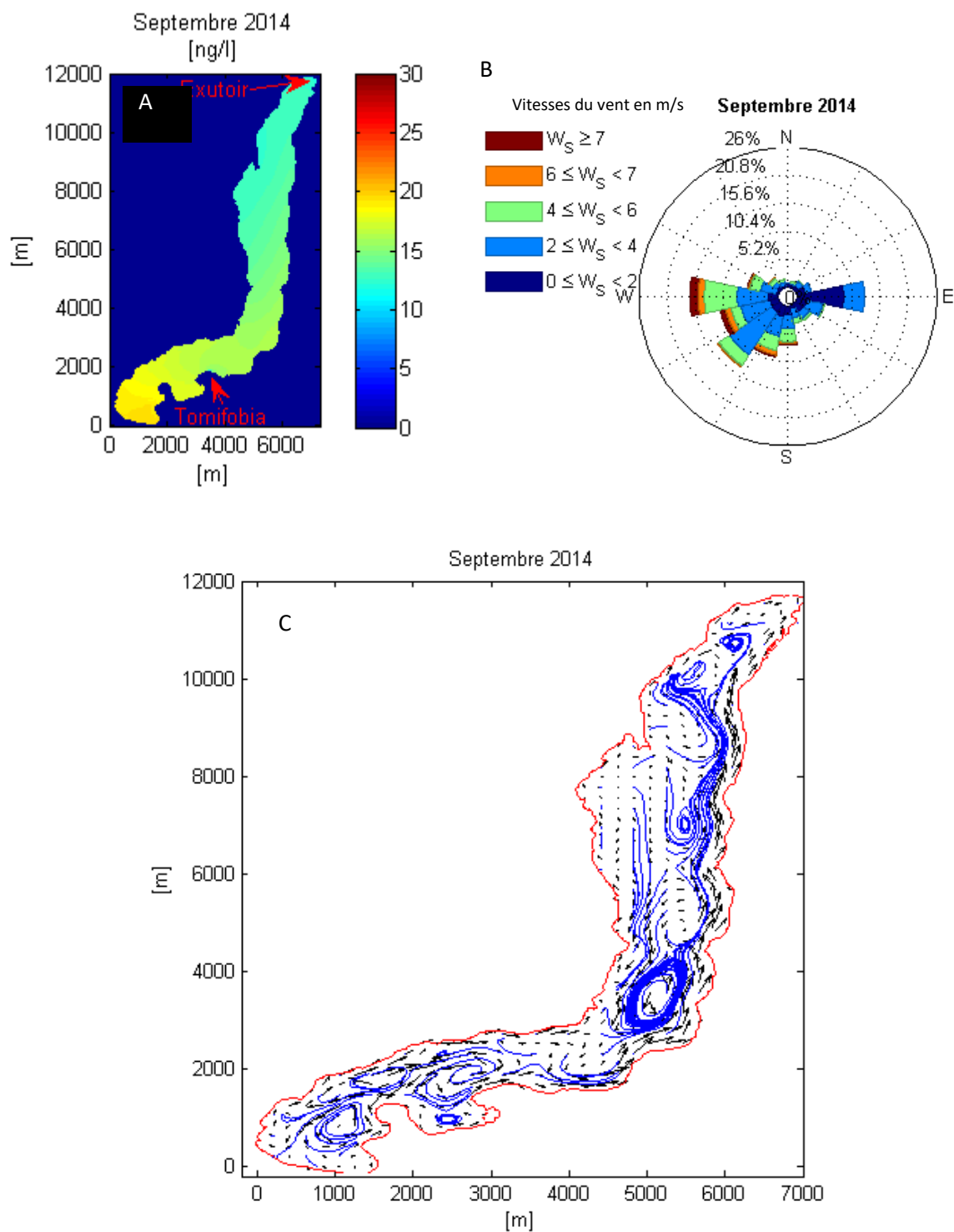


Figure 28 : Distribution spatiales de la moyenne mensuelle modélisée de trois variables : A) d'atrazine, B) de vent et C) de courants dans le lac Massawippi au mois de septembre 2014. La longueur des lignes noires représente leur vitesse, et leur direction la direction du courant en ce point. Les lignes bleues sont les trajectoires de particules placées de façon uniforme sur la grille pour une période d'un mois.

À partir du mois d'octobre montré à la Figure 29, la température en surface commence à descendre selon la Figure 23A. La thermocline est de plus en plus faible et profonde, le début de celle-ci atteignant une profondeur de près de 15 m, jusqu'à sa disparition complète au mois de décembre où la température est homogène à 5°C. Au mois de novembre, la thermocline est déjà très affaiblie, avec une température à la surface de près de 10°C, et une température à 25 m de 8°C. La perte de stratification permet à l'atrazine d'atteindre des profondeurs plus grandes qu'auparavant, avec des concentrations à 25 m de près de $C_A = 10$ ng/l. Il est à noter qu'une grande concentration d'atrazine a été mesurée au moins de novembre dans la rivière Tomifobia. Cela pourrait être dû au fait que le sol est travaillé dans cette période de l'année en prévision de la prochaine saison (Ste-Marie, (2016)), et donc qu'une quantité d'atrazine qui était captée par le sol est relâchée. Dans les mois de novembre et décembre, 75 % du vent provenant de l'ouest ont des vitesses supérieures à 4 m/s selon la Figure 30B et la Figure 31B. Ces vents forment un courant de surface entre les *transects* ($x = :$, $y = 4000$ m) et ($x = :$, $y = 10000$ m) qui se dirige à l'est comme à la Figure 30C et la Figure 31C. Selon la Figure 30A de concentration d'atrazine du mois de novembre, il est clair que ce vent est la source de la différence d'environ $C_A = 3$ ng/l d'atrazine observée à la surface dans ce même tronçon entre les rives est et ouest. Malgré ce vent qui tend à pousser l'atrazine vers l'est, la plus grande concentration d'atrazine $C_A = 10$ ng/l se trouve dans la baie d'Ayer's Cliff, situé à l'ouest du lac. Au mois de décembre, seule une petite quantité $C_A < 5$ ng/l se trouve près de North Hatley.

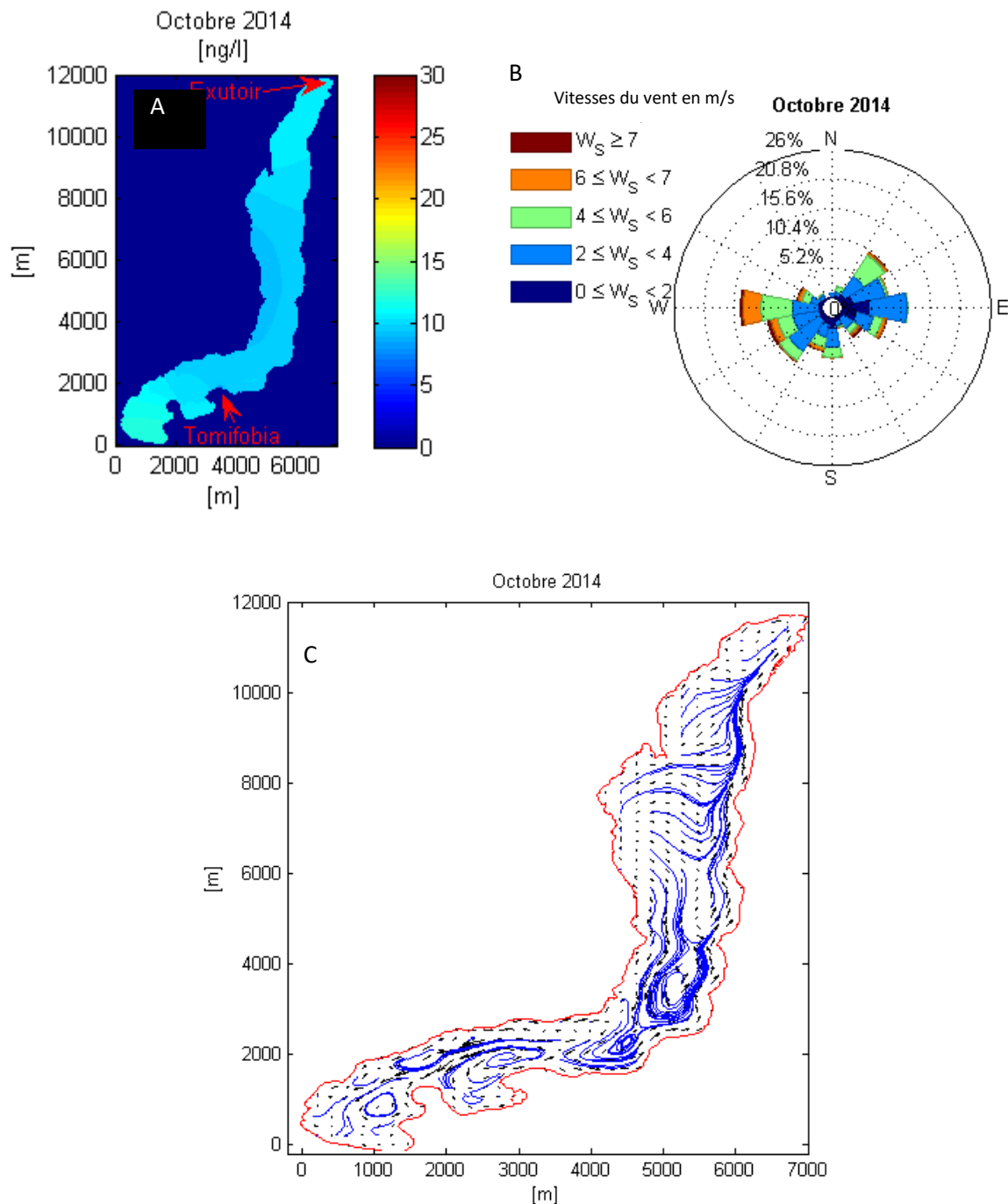


Figure 29 : Distribution spatiales de la moyenne mensuelle modélisée de trois variables : A) d'atrazine, B) de vent et C) de courants dans le lac Massawippi au mois d'octobre 2014. La longueur des lignes noires représente leur vitesse, et leur direction la direction du courant en ce point. Les lignes bleues sont les trajectoires de particules placées de façon uniforme sur la grille pour une période d'un mois.

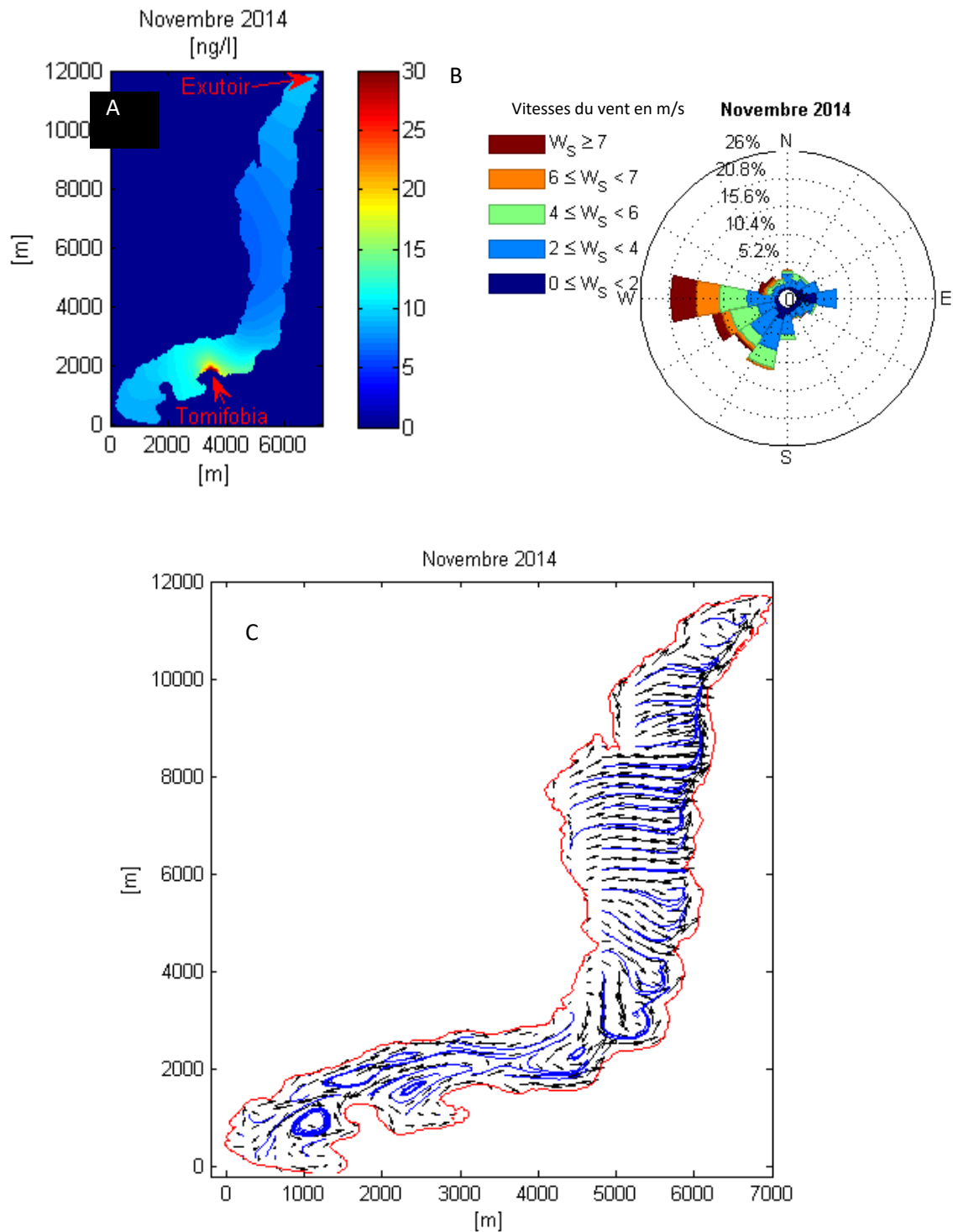


Figure 30 : Distribution spatiales de la moyenne mensuelle modélisée de trois variables : A) d'atrazine, B) de vent et C) de courants dans le lac Massawippi au mois de novembre 2014. La longueur des lignes noires représente leur vitesse, et leur direction la direction du courant en ce point. Les lignes bleues sont les trajectoires de particules placées de façon uniforme sur la grille pour une période d'un mois.

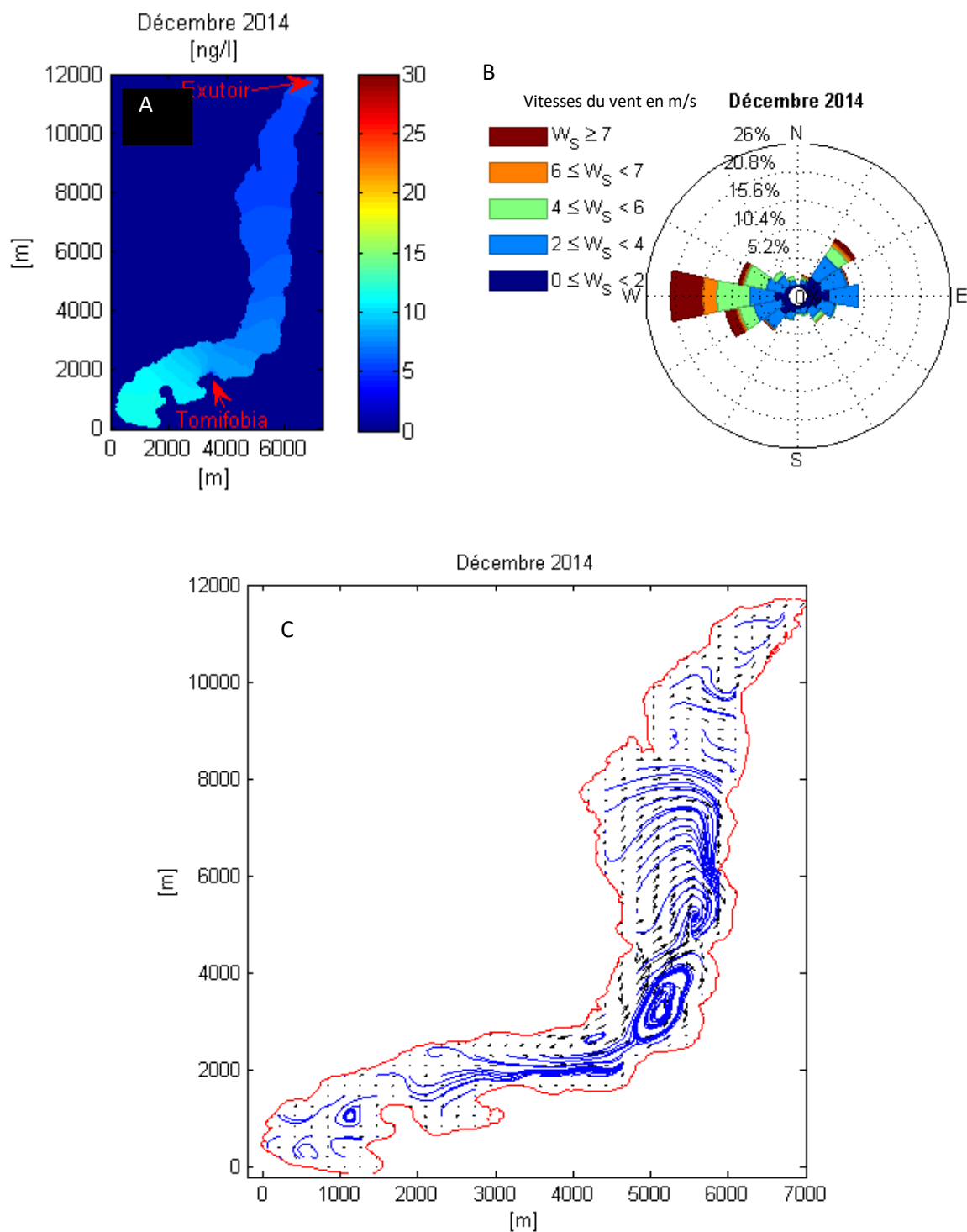


Figure 31 : Distribution spatiales de la moyenne mensuelle modélisée de trois variables : A) d'atrazine, B) de vent et C) de courants dans le lac Massawippi au mois de décembre 2014. La longueur des lignes noires représente leur vitesse, et leur direction la direction du courant en ce point. Les lignes bleues sont les trajectoires de particules placées de façon uniforme sur la grille pour une période d'un mois.

En conclusion, les vents forts provenant de l'ouest et du sud sont alors en général associés à la présence de gyres dans le lac Massawippi, particulièrement les gyres situés aux points ($x = 5000$ m, $y = 3000$ m) et ($x = 3000$ m, $y = 2000$ m) qui sont très importants dans la dispersion de l'atrazine. L'atrazine entrant dans le lac est dispersée soit le long de la rive est, vers le nord, ou vers l'ouest, jusqu'à Ayer's Cliff. Tout cela est possible grâce à la grande force de la thermocline présente, qui permet de garder l'atrazine pourtant plus lourde ($\rho = 1.19$ g/cm³) à la surface. Les mois ayant un vent moins fort, comme le mois d'août, lorsque comparés à des mois plus venteux, comme le mois de septembre, semblent montrer un affaiblissement des gyres. L'affaiblissement de la thermocline, comme dans les mois de novembre et décembre, semble aussi affaiblir les gyres, surtout les deux discutés plus haut.

Il est aussi très intéressant d'observer que tous les gyres qui sont discutés dans la section résultats, sauf ceux du mois de décembre, sont dans le sens antihoraire comme il est discuté dans la section force de Coriolis. Pour le mois de décembre, un des gyres tourne dans le sens horaire. Cet écart avec la théorie pourrait s'expliquer par l'absence de stratification, puisque la dynamique des courants est très différente lorsque celle-ci est absente.

6.2 Atrazine

En 2014, neuf mesures d'atrazine ont été prises sur le lac Massawippi au cours des mois d'août et septembre dans le cadre d'un autre projet supervisé par le professeur Hubert Cabana (Université de Sherbrooke). Ces mesures sont présentées au Tableau 4, et les données modélisées pour les mêmes dates à la Figure 32 et à la Figure 33. On remarque encore des concentrations substantiellement plus petites que le 1.8 µg/l requis pour obtenir des effets chroniques sur la faune selon le MDDELCC.

Les mesures ont été prises à proximité de ($x = 5000$ m, $y = 3500$ m). La moyenne des trois mesures prises le 8 août dans l'épilimnion est de 54 ng/l, et la valeur simulée est d'environ 20 ng/l. La mesure est alors 2.7 fois plus grande que la simulation. Pour le 4 septembre, la moyenne mesurée est de 61.5 ng/l, mais le modèle prédit environ 18 ng/l. La mesure physique est alors 3.4 fois plus élevée que celle prédit par le modèle. De multiples raisons peuvent expliquer ce résultat. Premièrement, seulement une mesure d'atrazine a été prise par mois dans

la rivière Tomifobia. Or, la quantité d'atrazine dans la rivière peut varier énormément d'une journée à l'autre dépendamment des précipitations. Deuxièmement, la quantité d'atrazine dans le lac Massawippi a été choisie à 0 ng/l au lancement du modèle, ce qui n'est pas nécessairement le cas. L'atrazine a une demie vie d'une durée de quelques jours dans des eaux d'estuaires selon Jones et al., (1982), mais a une demie vie beaucoup plus grande dans les lacs selon Müller, (1997), qui considère des phénomènes de dégradation seulement lors des mois de juillet et août. Dans les autres mois, l'atrazine peut seulement quitter le lac par la rivière Tomifobia. Finalement, puisque le rayonnement solaire a été modélisé et non mesuré, il est possible que celui-ci ait été surestimé, ce qui mènerait à une surestimation de la dégradation par photolyse.

Tableau 4 : Mesures d'atrazine prises sur le lac Massawippi au cours de l'année 2014 au point P7 de la Figure 17.

Date [yy-mm-dd]	C_A [ng/l]	Profondeur
14-08-08	51.5	Epilimnion
14-08-08	57.5	Epilimnion
14-08-08	53.0	Epilimnion
14-08-08	36.5	Hypolimnion
14-08-08	34.0	Hypolimnion
14-08-08	14.0	Hypolimnion
14-09-04	60.5	Epilimnion
14-09-04	64.5	Epilimnion
14-09-04	59.5	Epilimnion

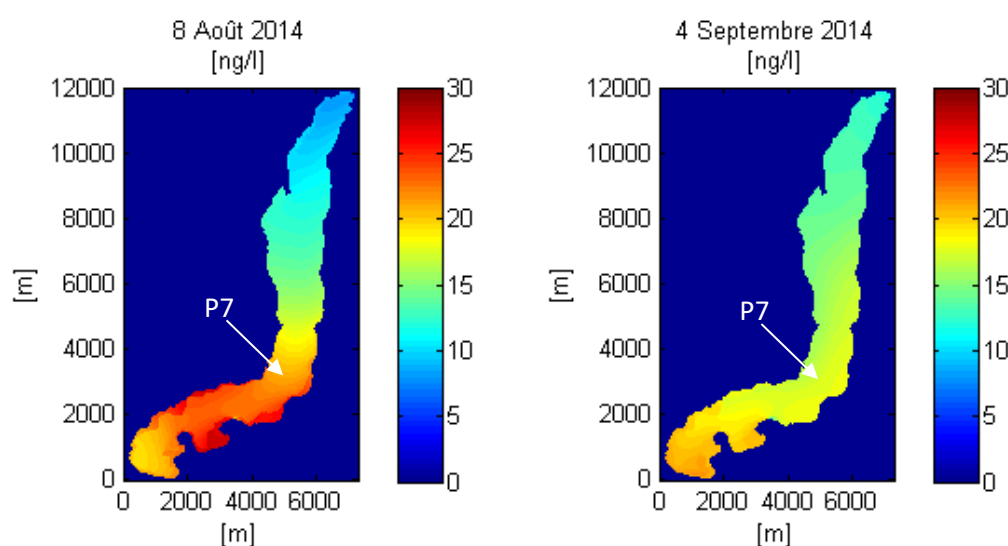


Figure 32 : Concentration d'atrazine moyenne modélisée dans les dix premiers mètres du lac Massawippi.

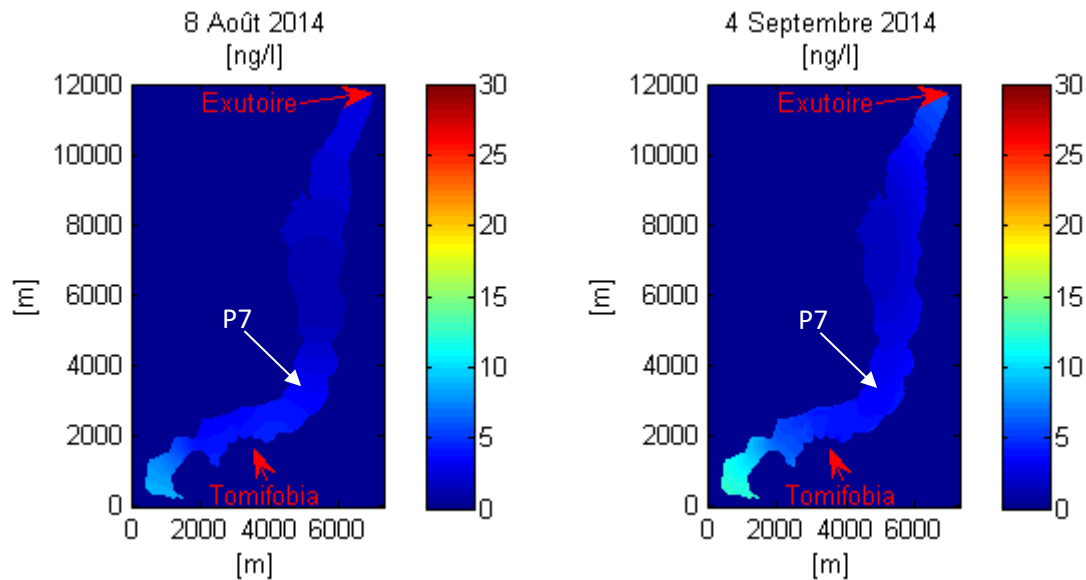


Figure 33 : Concentration d’atrazine moyenne modélisée pour les profondeurs entre 11 m et 22 m du lac Massawippi.

Dans l’hypolimnion, la moyenne mesurée d’atrazine dans le mois d’août est de 28 ng/l. Cette mesure est beaucoup plus grande que les concentrations simulées, qui sont au maximum de 4 ng/l autour du point ($x = 5000$ m, $y = 3500$ m). La différence entre les mesures et la simulation peut être due aux mêmes raisons mentionnées plus haut. Puisque la modélisation est courte, l’atrazine n’a pas le temps de se rendre en profondeur.

En conclusion, les valeurs de concentration d’atrazine simulé, ainsi que la tendance de cette concentration ne concordent pas avec les mesures pour deux dates de l’année 2014. Plusieurs facteurs peuvent être à la source de ce problème comme la quantité et la qualité des mesures d’atrazine dans le lac Massawippi et la rivière Tornifobia, ainsi que la décision de mettre un niveau d’eau constant au lac. Il aurait aussi été intéressant de calculer et de mesurer les quantités d’atrazine dans la rivière Massawippi, pour avoir une idée de la quantité d’atrazine qui sort du lac de cette façon. Malheureusement, Delft3D ne donne pas d’information sur la quantité d’atrazine dans la rivière Massawippi.

6.3 Améliorations

Plusieurs moyens sont disponibles pour améliorer la fiabilité du modèle. Une meilleure calibration du modèle peut être atteinte en limitant les rayons incidents avec le paramètre de couverture nuageuse. Limiter les rayons incidents permet de varier de façon isolée la position du profil sur l'échelle des températures. C'est-à-dire que la température relative de chaque point du profil de température varie peu entre eux lorsque la couverture nuageuse est changée, mais la valeur absolue de chaque point varie beaucoup. Un modèle ayant un profil en température de la même forme que les mesures, mais qui est trop chaud ou trop froid peut alors facilement être corrigé. Pour ce modèle, une couverture nuageuse de 50 % a été utilisée. En procédant à des modélisations à l'aide de petites incréments, il serait possible d'obtenir des profils de température plus près de la réalité. Des mesures de profils de température supplémentaires seraient requises pour valider ces résultats. D'autres options seraient d'utiliser des mesures satellitaires.

Un deuxième paramètre fortement utilisé pour la calibration est le coefficient de traînée du vent. La variation de ce coefficient permet au vent d'appliquer une plus grande force sur la surface d'eau. L'effet de cette variation est le changement de la forme du profil en surface. Un coefficient de traînée élevé permet d'approfondir la thermocline et de baisser la température à la surface. Un effet secondaire à l'augmentation du coefficient de traînée est le changement des vitesses d'écoulement. Nécessairement, augmenter la force du vent appliqué à la surface va changer le profil de vitesse d'écoulement. Dans ce cas, des mesures de vitesses d'écoulement vont aider à calibrer adéquatement le coefficient de traînée. Si le modèle nécessite encore de la calibration suite à ces ajustements, les paramètres de viscosité et diffusivité horizontales et verticales sont disponibles. Tel que discuté dans la section Modèle, ces paramètres sont sensibles, il faut donc les utiliser avec soin.

Comme discuté plus haut, des mesures de vitesses d'écoulement permettraient non seulement de s'assurer que le coefficient de traînée utilisé pour calibrer le profil de température du lac n'a pas affecté négativement les vitesses, mais aussi que la grandeur des vitesses est bonne. Pour

obtenir ces mesures de vitesses, quelques méthodes peuvent être utilisées. Une méthode simple consiste en l'utilisation d'un ADCP pour obtenir des profils de vitesse à plusieurs points sur le lac. Cette méthode est simple, rapide et ne requiert pas l'installation d'équipement à long terme sur le terrain. Par contre, elle donne de l'information sur un seul point à un moment très précis. Il est aussi difficile de limiter les mouvements de l'ADCP lors de la prise de données, ce qui peut induire des erreurs. Puisque les nouvelles versions du logiciel permettent de choisir la taille des cellules, cette méthode serait facile à appliquer sur le lac. Il serait pertinent de prendre constamment des profils de température aux mêmes endroits, et quelques profils d'atrazine, puisqu'aucune information sur le profil de l'atrazine n'est disponible avec les données prises. Une seconde méthode est l'installation pour une longue durée d'appareils semblables à l'ADCP à plusieurs endroits sur le lac. Des profils de vitesse continus sont alors mesurés. Cette méthode fournit une grande quantité de données, ce qui peut permettre une meilleure calibration que la méthode précédente, mais elle est aussi plus difficile à appliquer. Les raisons pour cela sont que : le lac Massawippi est fortement utilisé pour différentes activités nautiques, ce qui implique qu'il faudrait avoir l'autorisation de restreindre l'accès au public aux endroits où des appareils sont installés, plusieurs appareils seraient requis pour avoir une quantité de points convenable et qu'une telle installation demande beaucoup de préparation.

Des mesures de profils de température de l'eau en continu pourraient être prises aux mêmes points où les mesures de vitesses le sont. Il serait alors plus facile de calibrer la température du modèle. Finalement, une troisième méthode possible est l'utilisation de bouées libres équipées d'un GPS interne. Une telle bouée peut être déposée à la surface du lac et être récupérée plusieurs heures plus tard, permettant ainsi de tracer la trajectoire prise par celle-ci. Cette méthode est simple à réaliser et permet de s'assurer que les vitesses en surface sont bonnes. Par contre, elle ne donne aucune information sur les vitesses en profondeur et est difficile à utiliser pour la calibration.

Au-delà de la calibration du modèle hydrodynamique, l'obtention de données additionnelles concernant les rivières entrantes et sortantes, notamment des mesures de température dans la

rivière Tomifobia, permettraient aussi l'amélioration du modèle. En effet, la température de cette rivière dans le modèle actuel est la température modélisée à la surface de l'eau à l'exutoire, moyennée sur le mois. Il serait par contre étonnant que cette température ait un impact non négligeable. Une mesure de température dans la rivière Tomifobia prise quotidiennement près de l'exutoire serait donc suffisante. Aussi, il serait très utile d'ajouter des mesures d'atrazine le plus souvent possible au même endroit. Ces mesures permettraient d'augmenter de beaucoup la précision du modèle sur la quantité d'atrazine entrant dans celui-ci, mais demanderaient beaucoup de ressources.

Ces mêmes mesures de débit, température et atrazine peuvent être reproduites dans la rivière Massawippi. Cela permettrait de la modéliser adéquatement. Pour l'instant, la rivière Massawippi est modélisée par une frontière où seulement le niveau d'eau est donné. Avec ces mesures, il serait possible de modéliser la rivière par un débit, permettant au modèle de varier le niveau de l'eau. Ajouter ensuite des mesures de niveau d'eau à un endroit dans le lac permettrait d'avoir accès à une donnée de plus lors de la calibration et la vérification. Des données météorologiques sur les pluies pourraient aussi être utiles pour améliorer la fiabilité du niveau de l'eau.

Il existe donc plusieurs moyens d'améliorer la fiabilité du modèle discuté dans ce texte. Sans même avoir à prendre plus de données, le modèle peut être amélioré en faisant davantage de calibration à partir des données prises. Si plus de ressources informatiques sont disponibles, une grille plus fine peut être utilisée. Selon les calculs faits dans la section Méthode, cela améliora peu les résultats pour la grille horizontale, mais pourrait améliorer les résultats pour la grille verticale puisque celle-ci n'a pas été testée autant que la grille horizontale. Si la prise de mesures additionnelles est possible, des profils de température et des profils de vitesse sont faciles à obtenir et aideraient à la calibration, particulièrement ceux de vitesses puisque cela donnerait de l'information sur le coefficient de traînée du vent utilisé pour la calibration de la température. Aussi, des mesures de niveau d'eau seraient une donnée additionnelle sur laquelle se baser pour la calibration. Pour un modèle complet, des mesures de débit, température et polluants doivent

être prises sur la Tomifobia, la rivière Massawippi et possiblement d'autres rivières entrantes dans le lac. Finalement, des profils d'atrazine dans le lac tout au long de l'année permettraient de s'assurer que le modèle reproduit bien les mouvements de celle-ci.

7 Conclusion

Le lac Massawippi a été modélisé avec un succès modéré. Une maille horizontale orthogonale de $30\text{ m} \times 30\text{ m}$ a été utilisée avec des mesures de bathymétrie fournies par le gouvernement du Québec. Une maille verticale de type Z contenant 20 étages a été appliquée sur tout le domaine. Les données météorologiques ont été mesurées par une station située à Sherbrooke, et les données de rayonnement solaire ont été simulées. Des mesures de débits quotidiennes de la Tomifobia, l'entrant principal du lac Massawippi, ainsi que quelques mesures d'atrazine de l'année 2014 ont été utilisées. La simulation a alors été lancée en partant d'une température constante à 4°C , et à des vitesses nulles avec un pas de temps de 30 secondes. La validation a été faite à partir de huit profils de température mesurés entre les mois d'août et octobre 2016. Le modèle a réussi à bien modéliser la forme des profils, après avoir ajusté le coefficient de traînée du vent. La température absolue des profils contient une erreur d'environ 2°C . Pour améliorer ce résultat, un paramètre de couverture nuageuse a été utilisé. Des mesures de vitesses d'écoulement ont été prises mais n'ont pas pu être utilisées puisque le bruit des mesures était trop grand. Finalement, neuf mesures d'atrazine ont été prises lors de l'année 2014 sur le lac Massawippi. Les concentrations d'atrazine mesurées sont plus élevées que les concentrations simulées, de 2 à 4 fois.

L'année 2014 a été simulée du mois de juin 2014 au mois de janvier 2015 pour observer le comportement de l'atrazine. Lors des mois de juin et juillet, suite à l'épandage de l'atrazine, près de $C_A = 100\text{ ng/l}$ entre dans le lac Massawippi par la rivière Tomifobia avec des débits mensuels moyens de $Q_{\text{moy}} = 6.67\text{ m}^3/\text{s}$ et $Q_{\text{moy}} = 4.11\text{ m}^3/\text{s}$. L'atrazine trouve alors son chemin jusque dans la baie d'Ayer's Cliff au sud du lac avec des concentrations autour de $C_A = 17\text{ ng/l}$. Elle voyage par la surface, puisque la thermocline a une profondeur d'environ 7 m à ce moment de l'année. Des concentrations de plus de $C_A = 30\text{ ng/l}$ se retrouvent près de l'exutoire de la Tomifobia au point ($x = 4000\text{ m}$, $y = 2000\text{ m}$). L'atrazine progresse aussi vers le nord, avec une concentration de près de $C_A = 20\text{ ng/l}$ au *transect* ($x = ;$, $y = 6000\text{ m}$) à la fin du mois de juillet. Lors des mois d'août et septembre, seulement $C_A = 10\text{ ng/l}$ et $C_A = 2.5\text{ ng/l}$ entrent dans le lac par la Tomifobia. La concentration d'atrazine près de l'exutoire de

la rivière est réduite à $C_A = 23 \text{ ng/l}$ et $C_A = 15 \text{ ng/l}$ respectivement. Une concentration de $C_A = 10 \text{ ng/l}$ se retrouve à North Hatley, la rive nord du lac. La thermocline est d'environ 8 m de profondeur. Dans le mois d'octobre, la thermocline descend à 15 m de profondeur, et disparaît dans le mois de novembre et décembre. Cela permet alors à l'atrazine de descendre dans la colonne d'eau, avec une concentration maximale de $C_A = 10 \text{ ng/l}$ à 20 m de profondeur dans le mois de décembre. Il est à noter que dans le mois de novembre, une grande concentration d'atrazine se trouve dans la rivière Tomifobia. Cela est probablement dû au fait que le sol est travaillé au mois de novembre, ce qui libère de l'atrazine qui était pris dedans.

La circulation de l'atrazine est possible grâce à l'existence de certains gyres, particulièrement celui situé à l'exutoire de la Tomifobia, et celui situé près de la pointe aux bleuets centrés aux points $(x = 2500 \text{ m}, y = 2000 \text{ m})$ et $(x = 5000 \text{ m}, y = 3000 \text{ m})$. Ces gyres sont plus forts lorsque de grands vents sont présents, par exemple lors des mois de juillet et septembre.

Pour améliorer le modèle, plusieurs méthodes sont disponibles. Des mesures additionnelles de profils de température permettraient de mieux calibrer les paramètres de couverture nuageuse et de coefficient de traînée de l'air. Il serait aussi très intéressant de mesurer des profils de vitesse en plusieurs points pour observer si la variation du coefficient de traînée pour calibrer la forme du profil de température a affecté négativement les vitesses d'écoulement modélisées. Pour obtenir ces mesures, un ou plusieurs ADCP peuvent être installés de façon temporaire ou permanente sur le lac, ou des bouées libres peuvent être relâchées, leur parcours pouvant alors être comparé au parcours d'une particule flottante modélisée.

Les entrants et sortants du lac Massawippi peuvent être améliorés en prenant des mesures de température quotidiennes à l'exutoire de la Tomifobia. Des mesures d'atrazine à cet endroit permettraient aussi d'améliorer grandement la fidélité du modèle. Ces mêmes mesures peuvent aussi être prises, en plus de mesures quotidiennes de débits, dans la rivière Massawippi. Si c'est

le cas, à l'aide de mesures de pluies, il serait possible de modéliser le niveau d'eau dans le lac. Des mesures de ce niveau permettraient d'ajouter une mesure sur laquelle baser la calibration.

Pour conclure, l'objectif premier de l'étude qui était de simuler le comportement de pesticides dans le lac Massawippi a été atteint. Comme il était suggéré par les hypothèses, le lac Massawippi est stratifié comme un lac tempéré, ce qui s'observe très bien dans la simulation. Suite à plusieurs problèmes techniques, il n'a pas été possible d'observer l'apport de mesures météorologiques précises et de sa variation spatiale au modèle. La même chose est vraie avec l'apport d'un appareil de type ADCP à la calibration du modèle. Par contre, je suis confiant que ces problèmes peuvent être réglés dans un futur proche.

Annexes

Annexe A : Utilisation du sol du bassin versant de la rivière Saint-François

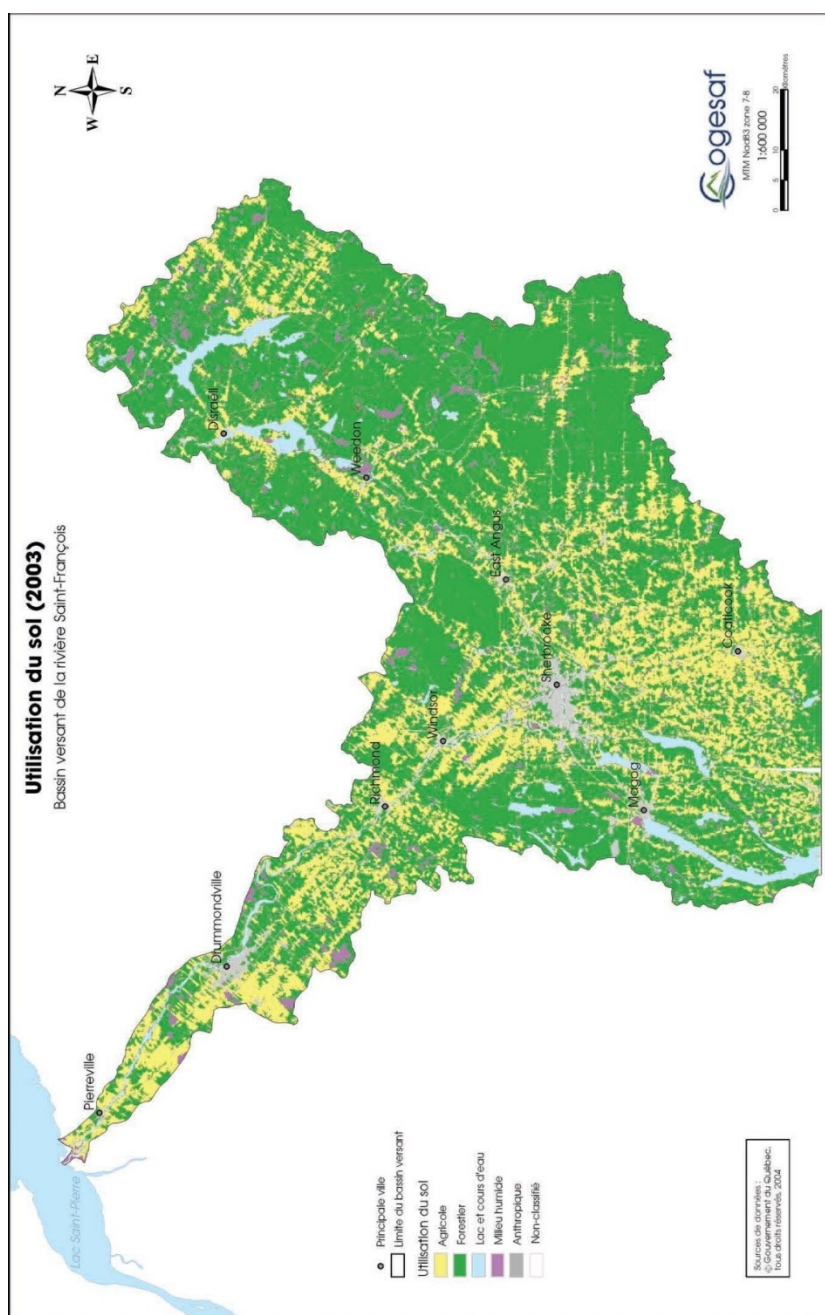


Figure 34 : Utilisation du sol du bassin versant de la rivière Saint-François (Cogesaf, 2006).

Annexe B : ADCP

Les résultats de l'ADCP étaient supposés être une partie intégrante du projet. Après une grande quantité d'essais non concluants, une batterie de tests a été faite sur l'ADCP. La grande majorité des données de mesures de vitesses ressemble à la série tracée dans la Figure 35A. Le bruit dans les mesures semble beaucoup plus important que le vrai signal, sauf par moment, comme montré dans la Figure 35B. Il a été conclu que le bruit varie grandement avec la taille des cellules verticales qui est varié automatiquement par le logiciel qui contrôle l'ADCP. Avec les essais, on peut conclure que pour obtenir une incertitude raisonnable pour des mesures dans un lac, la taille des cellules devrait être plus petite que 6 cm. Or, puisque la taille des cellules ne peut être choisie, l'appareil n'est pas utilisable dans cet environnement pour l'instant. Selon le fabricant, la nouvelle version du logiciel (qui date de 2017) permet à l'utilisateur de changer la taille des cellules. Malheureusement, la qualité de toutes les données de vitesse obtenue avec l'ADCP en 2015 et 2016 était insuffisante pour calibrer, valider le modèle Delft3D. Pour la présente étude, la calibration, validation a dû être faite avec les mesures de température uniquement.

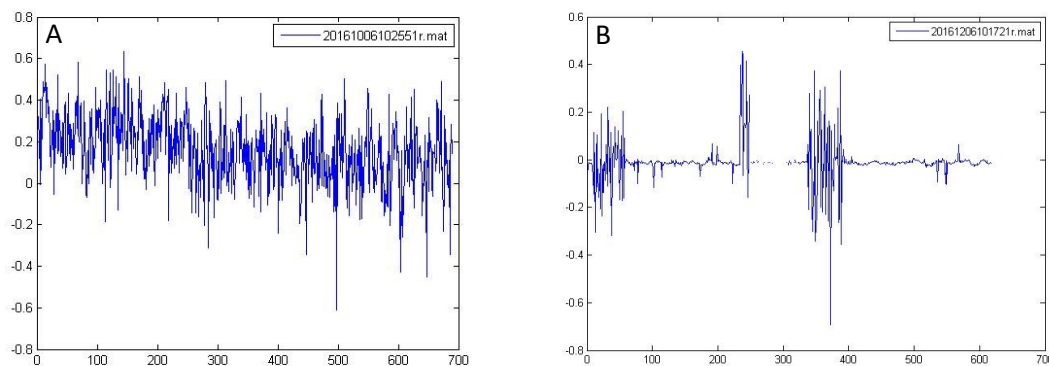


Figure 35 : Vitesses mesurées par l'ADCP à une cellule arbitraire en fonction du temps. L'axe horizontal est en secondes et l'axe vertical est en m/s.

Annexe C : Delft3D

Delft3D

Delft3D de Deltares systems (2014) est un logiciel de modélisation hydrodynamique et de qualité d'eau. Il est divisé en modules, chacun permettant l'étude de phénomènes différents. Les modules principaux sont FLOW, qui permet la modélisation hydrodynamique, WAVE, qui permet la modélisation des vagues et de ses effets sur les courants et le mélange et WAQ, qui permet de modéliser la qualité d'eau.

Delft3D FLOW

Le module FLOW est le module principal du logiciel. Il est nécessaire de l'utiliser pour pouvoir utiliser les autres modules. Pour fonctionner, FLOW a premièrement besoin d'une grille de modélisation, ainsi que d'un fichier de profondeur associé à la grille. Ces fichiers peuvent être faits par des logiciels externes, mais le logiciel inclut un module permettant la création de grilles de modélisation appelée GRID. Ce module peut alors être utilisé pour fabriquer des grilles horizontales perpendiculaires ou curvilignes en coordonnées cartésiennes ou sphériques. La grille peut être divisée en plusieurs sections pour permettre un raffinement local, mais cette option est limitée. Un fichier bathymétrique peut ensuite être fourni au logiciel, et une triangulation des profondeurs sera faite, permettant de donner une valeur de profondeur à chaque point de la grille.

Une fois la grille complétée, elle peut être exportée, accompagnée de son fichier de bathymétrie correspondant, au module FLOW. C'est dans ce module que la grille verticale est spécifiée, c'est-à-dire son type, son nombre de points verticaux, et la distribution de ces points sur l'axe vertical. Les dates de début et de fin de la simulation peuvent ensuite être entrées, ainsi que le pas de temps. Une sélection des processus modélisée est ensuite faite dans les choix de salinité, température, polluants, sédiments, vent et vagues. Si des conditions initiales sont disponibles telle la température, le niveau d'eau et les courants, ils peuvent être spécifiés. Finalement, les paramètres physiques et numériques peuvent être ajustés. Le coefficient de traînée (drag), la

formule et les valeurs de rugosités, les viscosités et diffusivités verticales et horizontales, la longueur d'Ozmidov, les modèles de turbulence, le modèle de transfert de chaleur et les données météorologiques sont tous à la disposition de l'utilisateur. Chaque modèle peut présenter de grandes différences au niveau de ces paramètres, et chaque paramètre peut avoir des impacts différents pour chaque modèle. Une calibration rigoureuse est nécessaire ici pour obtenir des résultats satisfaisants. Les calculs peuvent ensuite être lancés.

Le système d'équations, lequel est résolu à chaque pas de temps, contient l'équation de mouvement horizontal, l'équation de continuité et les équations de transport pour chaque constituant conservatif. L'écoulement est forcé par les frontières ouvertes, le vent à la surface et les gradients de pression barotrope et barocline. Une grande quantité d'hypothèses sont faites, mais les plus importantes d'entre elles sont l'approximation de Boussinesq, c'est-à-dire que le fluide est incompressible, et l'approximation des eaux peu profondes, c'est-à-dire que les axes horizontaux sont beaucoup plus grands que l'axe vertical.

Annexe D : Figures additionnelles

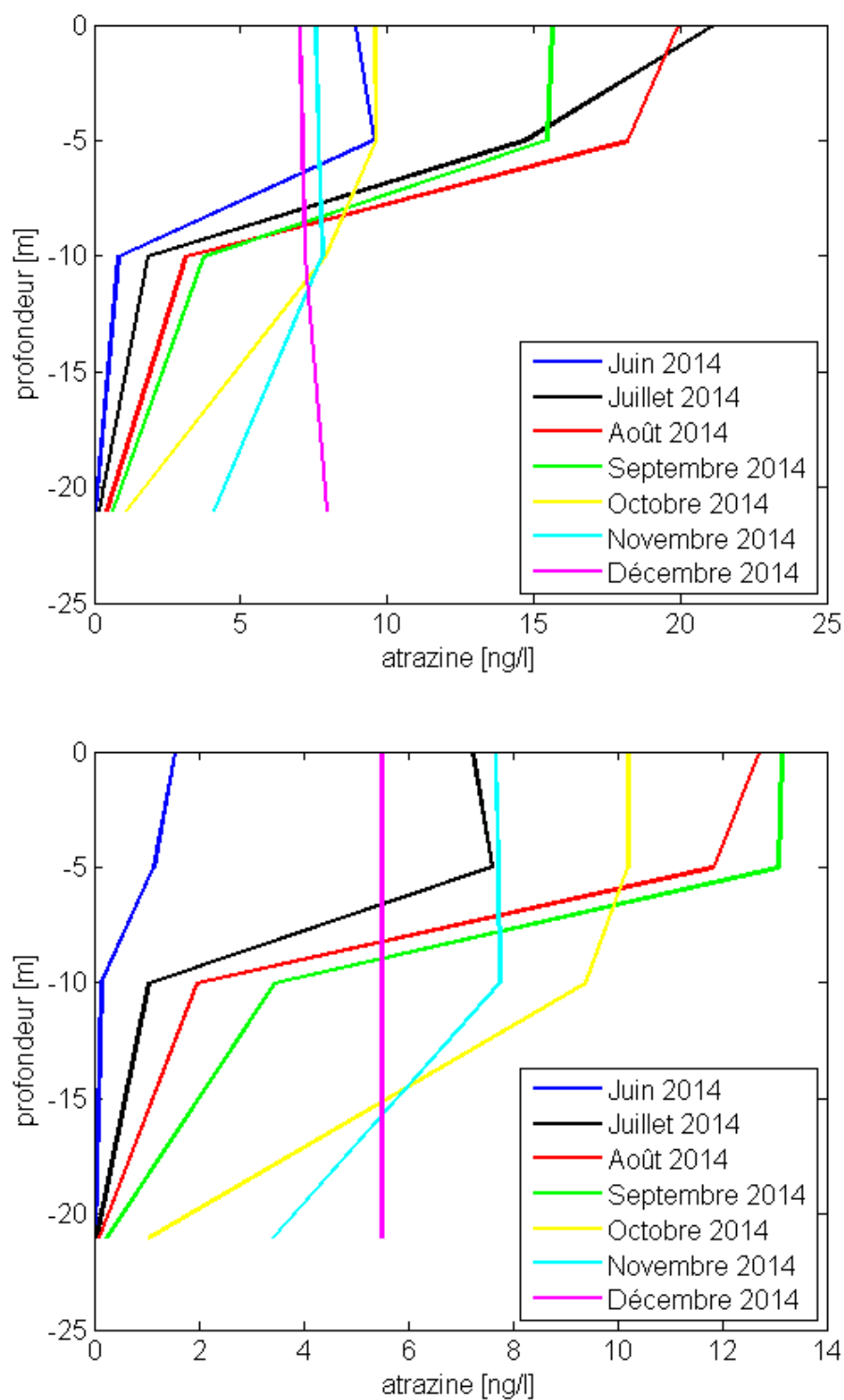


Figure 36 : Profils d'atrazine modélisée aux points : A (x=3000 m,y=5000 m) et B (x=9000 m,y=5000 m). Même figure que la Figure 23.

Liste de références

- Abdollahi, M., Ranjbar, A., Shadnia, S., Nikfar, S., & Rezaie, A. (2004, 06 03). Pesticides and oxidative stress: a review. *Med Sci Monit*, pp. 141-148.
- Anderson, D., & Burkholder, J. (2002). Harmful Algal Blooms and Eutrophication Nutrient Sources, Composition, and Consequences. *Estuaries*, pp. 704-726.
- Ayer's Cliff. (2017). *Lac Massawippi*. Consulté le 21 juin, 2017, sur Ayer's Cliff: <http://www.ayerscliff.ca/municipalite/lac-massawippi/>
- Bird, R., & Hulstrom, R. (1981). *Simplified clear sky model for direct and diffuse insolation on horizontal surfaces*. Solar Energy Research Institute, U.S. Department of Energy.
- Bleu Massawippi. (2017). *À propos*. Consulté le 21 juin, 2017, sur Bleu Massawippi: <http://lacmassawippi.ca/a-propos/>
- Boehrer, B., & Schultze, M. (2009). Density Stratification and Stability. Dans *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences* (pp. 583-593). Elsevier.
- Cerejeira, M., Viana, P., Batista, S., Pereira, T., Silva, E., Valério, M., . . . Silva-Fernandes, A. (2003). Pesticides in Portuguese surface and ground waters. *Water Research*, 1055-1063.
- Chanudet, V., Fabre, V., & van der Kaaij, T. (2012). Application of a three-dimensional hydrodynamic model to the Nam Theun 2. *Journal of Great Lakes Research*.
- Chen, Q., & Mynett, A. (2006). Modelling algal blooms in the Dutch coastal waters by integrated numerical and fuzzy cellular automata approaches. *Ecological Modelling*, 73-81.
- Cogesaf. (2006). *Analyse du bassin versant de la rivière Saint-François*. Consulté le 19 avril, 2018, sur Conseil de gouvernance de l'eau des bassins versants de la rivière Saint-François: <http://cogesaf.qc.ca/analyse-du-bassin-versant-de-la-riviere-saint-francois/>
- Cogesaf. (2009, Novembre). *Rencontre de CLBv du lac Massawippi*. Consulté le 19 avril, 2018, sur Entre 2 eaux: <http://cogesaf.qc.ca/entre2eaux/rencontre-de-clbv-du-lac-massawippi/>
- Courant, R., Friedrichs, K., & Lewy, H. (1967). On the partial difference equations of mathematical physics. *IBM Journal of Research and Development*, 215-234.
- Dargahi, B., & Setegn, S. (2011). Combined 3D hydrodynamic and watershed modelling of Lake Tana, Ethiopia. *Journal of Hydrology*, pp. 44-64.
- Deblois, C., Dufresne, K., & Juneau, P. (2013). Response to variable light intensity in photoacclimated algae and cianobacteria exposed to atrazine. *Aquatic Toxicology*, 77-84.

- Deltares. (2011). *Delft3D-WAQ*. Delft: Deltares.
- Deltares systems. (2014). *Delft3d-FLOW*. Delft: Deltares.
- ECCC. (2019, 01 21). *Rapport de données horaires pour le 20 janvier 2019*. Récupéré sur Gouvernement du Canada:
http://climat.meteo.gc.ca/climate_data/hourly_data_f.html?hlyRange=2009-10-08%7C2019-01-20&dlyRange=2009-10-22%7C2019-01-20&mlyRange=%7C&StationID=48371&Prov=QC&urlExtension=_f.html&searchType=stnName&optLimit=yearRange&StartYear=1840&EndYear=2019&selRowP
- Emery, K., & Csanady, G. (1973). Surface Circulation of Lakes and Nearly Land-Locked Seas. *PNAS*, pp. 93-97.
- EnvirEau. (2009). *Impacts environnementaux des embarcations motorisés et des sports nautiques sur le lac Massawippi*. Consulté le 02 août, 2017, sur Bleu Massawippi:
http://lacmassawippi.ca/wp-content/uploads/2014/07/impacts_environnementaux_des_embarcations_motorisees.pdf
- Fricker, P., & Nepf, H. (2000). Bathymetry, stratification, and internal seiche structure. *Journal of Geophysical Research*, 14237-14251.
- Gouvernement du Québec. (2017a). *Algues bleu-vert*. Consulté le 14 juillet, 2017, sur Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques:
<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/algues-bv/gestion/index.htm>
- Gouvernement du Québec. (2017b, 04 07). *Liste des plans d'eau touchés par une fleur d'eau d'algues bleu-vert de 2004 à 2016 et des plans d'eau récurrents signalés de 2013 à 2015*. Consulté le 14 juillet, 2017, sur Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques: <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/algues-bv/bilan/Liste-plans-eau-touches-abv.pdf>
- Hodges. (2009). Hydrodynamical Modeling. *Hydrodynamics and Mixing*, pp. 613-627.
- Holvoet, K., Seuntjens, P., & Vanrolleghem, P. (2007). Monitoring and modeling pesticide fate in surface waters at the catchment scale. *Ecological Modelling*, 53-64.
- Huang, W., & Spaulding, M. (1996). Modeling Horizontal Diffusion with Sigma Coordinate System. *Journal of Hydraulic Engineering*, pp. 349-352.
- Hurley, K. (1977). *Vertical heat transport mechanisms in lakes reservoirs*. Clark University, Massachusetts Institute of Technology, Worcester.
- Jackson, L. (2011). Conservation of shallow lakes given an uncertain, changing climate: challenges and opportunities. *Aquatic Conservation*, pp. 219-312.

- Jones, T. W., Kemp, W., Stevenson, J., & Means, J. (1982). Degradation of Atrazine in Estuarine Water/Sediment Systems and Soils. *Journal of Environmental Quality*, pp. 632-638.
- Kalff, J. (2002). *Limnology: Inland Water Ecosystems*. New Jersey: Prentice Hall.
- Kämpf, J. (2009). *Ocean Modeling for Beginners*. Adelaïde: Springer.
- Konstantinou, I., Hela, D., & Albanis, T. (2006). The status of pesticide pollution in surface waters (rivers and lakes) of Greece. Part I. Review on occurrence and levels. *Environmental Pollution*, 555-570.
- Korson, L., Drost-Hansen, W., & Millero, F. (1969). Viscosity of Water at Various Temperatures. *The Journal of Physical Chemistry*, pp. 34-39.
- León, L., Imberger, J., Smith, R., Hecky, R., Lam, D., & Schertzer, W. (2005). Modeling as a tool for Nutrient Management in Lake Erie: a Hydrodynamics Study. *Journal of Great Lakes Research*, pp. 309-318.
- Li, Z., Chen, Q., & Xu, Q. (2014). Modeling algae dynamics in Meiliang Bay of Taihu Lake and parameter sensitivity analysis. *Journal of Hydro-environment Research*, pp. 1-10.
- MDDELCC. (2002). *Qualité de l'eau en milieux agricoles: l'utilisation des pesticides dans le maïs et le soya*. Consulté le 18 janvier, 2018, sur Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques:
http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/pesticides/maïs_soya/maïs-pesticide.pdf
- MDDELCC. (2014a). *De l'eau du nord au sud et d'est en ouest*. Consulté le 3 13, 2018, sur État de l'eau et des écosystèmes aquatiques au Québec:
<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/rapportsurleau/portrait-Qc-aquatique-eau-nord-sud-est-ouest.htm>
- MDDELCC. (2014b). *De l'eau du nord au sud et d'est en ouest*. Consulté le 14 mars, 2018, sur Rapport sur l'état de l'eau et des écosystèmes aquatiques au Québec:
<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/rapportsurleau/portrait-Qc-aquatique-eau-nord-sud-est-ouest.htm>
- MDDELCC. (2014c). *Présence de pesticides dans l'eau du Québec: Portrait et tendances dans les zones de maïs et de soya 2011 à 2014*. Gouvernement du Québec.
- MDDELCC. (2014d). *Quelle est la situation et quelles sont les causes?* Consulté le 19 avril, 2018, sur Rapport sur l'état de l'eau et des écosystèmes aquatiques au Québec:
http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/rapportsurleau/Etat-eau-ecosysteme-aquatique-qualite-eau-Quelle-situation_lacs.htm
- MDDELCC. (2016). *Bilan de la gestion des épisodes de fleurs d'eau d'algues bleu-vert en 2015 - Résultats pour les plans d'eau et les installations*. Consulté le 14 mars, 2018, sur

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES: <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/algues-bv/bilan/saison2015/Bilan2015.pdf>

MDDELCC. (2018a). *La présence de pesticides dans l'eau en milieu agricole au Québec*. Consulté le 14 mars, 2018, sur Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques: http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/pesticides/index.htm

MDDELCC. (2018b). *L'eau au Québec: une ressource à protéger*. Consulté le 14 mars, 2018, sur Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques: <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/inter.htm>

MDDELCC. (2018c). *Portrait global de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec*. Consulté le 14 mars, 2018, sur Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques: <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/global-2004/index.htm>

MDDELCC. (2018d). *critères de qualité d'eau de surface*. Consulté le 24 juin, 2018, sur ministère du développement durable, environnement et lutte contre les changements climatiques: http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/details.asp?code=S0039

MELCC. (2019, 01 23). *Expertise hydrique et barrages*. Récupéré sur Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques: <https://www.cehq.gouv.qc.ca/suivihydro/graphique.asp?NoStation=030241>

Monismith, S., & MacIntyre, S. (2010). The Surface Mixed Layer in Lakes and Reservoirs. Dans G. E. Likens, *Biogeochemistry of Inland Waters* (p. 703). ELSEVIER.

Müller, S., Berg, M., Ulrich, M., & Schwarzenbach, R. (1997). Atrazine and Its Primary Metabolites in Swiss Lakes: Input Characteristics and Long-Term Behavior in the Water Column. *Environmental science and technology*, pp. 2104-2113.

ONU. (s.d.). *Paris agreement*. Consulté le 03 13, 2018, sur United Nation - Climate Change: http://unfccc.int/paris_agreement/items/9444.php

Rao, Y., & Zhao, J. (2010). Numerical simulation of the influence of a Red River. *Nat Hazards*, 51-62.

Razmi, A., Barry, D., Bakhtyar, R., Le Dantec, N., Dastgheib, A., Lemmin, U., & Wuest, A. (2013). Current variability in a wide and open lacustrine embayment in Lake Geneva (Switzerland). *Journal of Great Lakes Research*, 455-465.

Roache, P. (1998, March). *Verification and Validation in Computational Science and Engineering*. New Mexico: Hermosa Publishers.

Sah, L., Rousseau, D., Hooijmans, C., & Lens, P. (2011). 3D model for a secondary facultative pond. *Ecological Modelling*, 1592-1603.

- Solomon, K., Baker, D., Richards, P., Dixon, K., Klaine, S., La Point, T., . . . Williams, M. (1996). Ecological risk assessment of atrazine in North American surface waters. *Environmental Toxicology and Chemistry*, pp. 31-76.
- Søndergaard, M., Larsen, S., Jorgensen, T., & Jeppesen, E. (2011). Using chlorophyll a and cyanobacteria in the ecological classification of lakes. *Ecological Indicators*, 1403-1412.
- Ste-Marie, A. (2016). *MODÉLISATION DES EXPORTATIONS DE SÉDIMENTS ET DE NUTRIMENTS DANS LE BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE TOMIFOBIA DANS UN CONTEXTE DE CHANGEMENTS CLIMATIQUES*. Université de Sherbrooke, Sherbrooke.
- Turgut, C. (2003). The contamination with organochlorine pesticides and heavy metals. *Environment International*, 29-32.
- USGS. (2013). *Example Graphs -- USGS Data Grapher System*. Consulté le 26 avril, 2018, sur USGS: <https://nj.usgs.gov/grapher/tutorial/examples.html>
- Zhou, R., Zhu, L., Yang, K., & Chen, Y. (2006). Distribution of organochlorine pesticides in surface water and sediments from Qiantang River, East China. *Journal of Hazardous Materials*, 68-75.